

UNIVERZITA KARLOVA

Přírodovědecká fakulta

Katedra zoologie

**Vliv vybraných parametrů vod na morfologii žaber
sivena amerického a strukturu ichthyofauny
Jizerských hor**

The effect of selected parameters of stream water on gill morphology of
brook charr and the structure of ichthyofauna of the Jizera Mountains

Jiří Hušek

Diplomová práce

Vedoucí práce:

RNDr. Miroslav Švátora, CSc.

Praha 2010

Prohlašuji, že předloženou práci jsem vypracoval samostatně, pouze s použitím citované literatury.

V Praze dne 2. května 2010

Jiří Hušek

Poděkování

Na tomto místě bych rád poděkoval několika lidem a organizacím, bez nichž by vznik této práce nebyl možný.

Na prvním místě děkuji RNDr. Miroslavu Švátorovi, CSc., jenž byl mým školitelem a byl mi nápomocen jak při pracích v terénu, tak i při následném zpracování dat.

Dále je mou milou povinností poděkovat RNDr. Zuzaně Hořické, PhD., a Ing. Lucii Burdové za cenné rady a platnou pomoc při terénních pracích. Za pomoc v terénu děkuji také panu Milanu Kaftanovi.

Poděkování za poskytnuté informace a organizační pomoc při pracích spojených s analýzou žaber náleží také prof. MVDr. Zdeně Svobodové, DrSc., z VFU Brno. Za přípravu preparátů pak děkuji prof. MVDr. Františku Tichému, CSc., a za neocenitelnou pomoc při jejich vyhodnocování doc. MVDr. Ladislavu Grochovi, CSc.

Doc. RNDr. Evženu Stuchlíkovi, CSc. a paní Editě Šípkové náleží můj dík za zpracování analýz fyzikálně-chemických parametrů odebraných vzorků vod.

Mgr. Haně Kalové a Ing. Aleně Kulasové bych rád poděkoval za poskytnutí dat, jež mohla být následně použita k dovození dat chybějících. V souvislosti s tímto patří můj dík také RNDr. Jakubu Hruškovi, RNDr. Filipu Oulehlovi a Bc. Pavlu Pipkovi.

V neposlední řadě děkuji pracovníkům Správy CHKO Jizerské hory a Povodí Labe, s.p., v Hradci Králové a pracovníkům Místní rybářské organizace Frýdlant za vstřícnost a ochotu, s jakou přistupovali k projektu.

Jsem rád, že mohu také poděkovat Mgr. Olze Benešové, která mi byla oporou po celou dobu vzniku této práce a svými kritickými připomínkami pomohla odhalit a napravit mnohé nedostatky plynoucí z mého naturelu, jenž je na hony vzdálen světu přesných čísel a strohých konstatování.

Na závěr je třeba zmínit, že tato práce by nemohla vzniknout bez finanční podpory ze strany GAUK a Nadace pro záchranu a obnovu Jizerských hor.

Poděkování.....	2
ABSTRAKT	4
1. ÚVOD.....	5
1.1. pH jako faktor limitující přežívání ryb.....	5
1.2. Hliník jako faktor limitující přežívání ryb	8
1.3. Ostatní kovy jako faktor limitující přežívání ryb.....	12
Cíle práce.....	16
2. LOKALITY	17
2.1. Jizerské hory.....	17
2.2. Popis lokalit	19
2.2.1 Náhorní plošina	19
2.2.2 Severní svahy	32
3. METODIKA.....	36
3.1. Stanovení fyzikálně-chemických parametrů vod.....	36
3.2. Odlovy ryb.....	37
3.3. Odběry vzorků žaber a dalších tkání.....	38
3.4. Histologická analýza žaber.....	39
3.5. Stanovení doby vykulení plůdku a hranice toxicity Al_i	39
4. VÝSLEDKY	41
4.1. Výsledky odlovů ryb	41
4.1.1. Složení ichtyofauny ve vodních nádržích a jejich povodích	42
4.1.2. Věková struktura populací sivena ve vybraných tocích.....	44
4.2. Výsledky analýz fyzikálně-chemických parametrů vod	45
4.3. Predikce koncentrací Al_i	46
4.4. Vysoké koncentrace Al_i a doba expozice ryb	48
4.5. Výsledky histologických analýz žaber sivena amerického	49
5. DISKUSE.....	51
5.1. Zhodnocení struktury rybích populací	51
5.1.1. Oblast podhůří.....	51
5.1.2. Oblast náhorní plošiny.....	53
5.2. Vliv nízkého pH a vysokých koncentrací Al_i na morfologii žaber sivena	61
5.2.1. Zhodnocení predikce koncentrací Al_i a jeho časově-kumulativního působení	63
5.2.2. Žaberní deformity u ryb věkové kategorie 0+	65
5.2.3. Žaberní deformity u ryb věkové kategorie 1+	66
5.2.4. Žaberní deformity u ryb věkové kategorie 2+	67
5.2.5. Žaberní deformity u ryb věkové kategorie 3+	68
5.2.6. Důvody výskytu méně závažných forem poškození u ryb z vyšších věkových kategorií.....	68
6. ZÁVĚR.....	71
7. LITERATURA	72
PŘÍLOHY.....	83

ABSTRAKT

Výskyt ichthyofauny na území Jizerských hor je kromě jiných faktorů limitován i parametry chemismu vod. Mezi nejzásadnější fyzikálně-chemické charakteristiky vody, které ovlivňují přežívání ryb v tocích, patří hodnota pH a s ní související koncentrace toxické frakce hliníku (anorganický monomerní hliník - Al_i). Nízké pH a zvýšené koncentrace Al_i zapříčiňují u ryb celou škálu poškození. Tato práce pojednává o vlivu zmiňovaných parametrů chemismu vod na rozšíření ichthyofauny v Jizerských horách a morfologii žaberního aparátu sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*), který je dominantním druhem na území náhorní plošiny. Výsledky studie ukazují, že rybí obsádka acidifikovaných toků je z hlediska druhové diverzity chudší než obsádka toků bez výrazných acidifikačních epizod. Analýzy žaberních deformit u sivena obývajících acidifikovaný tok pak dokládají, že působení nízkého pH a zvýšených koncentrací Al_i má do jisté míry časově-kumulativní účinek, jenž se na žábrách ryb projevuje celou řadou změn degenerativního charakteru.

Klíčová slova: Jizerské hory, ichthyofauna, siven americký, morfologie žaberního aparátu, chemismus vod, toxická frakce hliníku, acidifikace

ABSTRACT

The occurrence of ichthyofauna on the territory of the Jizera Mountains (Northern Bohemia, Czech Republic) is limited, besides other factors, by the water chemistry. pH value and pH-related concentration of inorganic monomeric aluminum (Al_i) are crucial parameters of the water, determining the survival of fish in streams. Low pH and high concentrations of Al_i cause severe damages to fish gills. The thesis deals with the influence of the water chemistry on distribution of ichthyofauna in the Jizera Mts and gill morphology in brook charr (*Salvelinus fontinalis*), a dominant fish species of the upper plateau of the mountains. The results show that the species diversity of fish in acidified streams is lower than that in streams without meaningful acidic episodes. Histopathological analyses of gills of brook charr individuals from an acidified stream confirm, that low pH values and high concentrations of Al_i have a cumulative effect and lead to degenerative changes on gills.

Key words: The Jizera Mountains, ichthyofauna, brook charr, gill morphology, water chemistry, toxic aluminium, acidification

1. ÚVOD

Přežívání ryb v prostředí acidifikovaných toků podmiňuje řada faktorů. Mezi nejzásadnější patří hodnota pH a obsah hliníku a dalších kovů ve vodě. Zmíněné faktory ovlivňují kvalitu života ryb různými cestami a intenzita jejich působení může být taxonově specifická. Této problematice se věnují následující kapitoly předložené diplomové práce

1.1. pH jako faktor limitující přežívání ryb

Nejvýznamnějším faktorem, který ovlivňuje kvalitu života ryb v acidifikovaných vodách, je pH. Acidifikovanými nazýváme vody s pH nižším než 7. Podle konkrétní hodnoty nadále můžeme vody klasifikovat, což automaticky uspořádá do určitých skupin i jejich (pH podmíněnou) biotu. Hodnota pH není neměnná. V průběhu roku dochází k fluktuacím, které jsou do jisté míry predikovatelné. Hlavní příčinou těchto výkyvů je přísun vody z okolí v podobě dešťů v létě a na podzim (nejvýrazněji pak jako záplavy) nebo tajícího sněhu v jarním období. Po dešti respektive při jarním tání a záplavách dochází ke zdatelnému poklesu pH toků. Příčiny lze spatřovat buď v acidifikaci toku kyselým deštěm či v důsledku vymývání kyselých agens z okolních půd (Inoue, 2005; Menzer & Feger, 2005; Teien a kol., 2005; Kulasová, 2006).

Optimální hodnota pH pro většinu ryb se pohybuje v rozmezí 6,5 - 8,5, ale u různých druhů lze pozorovat značné rozdíly v toleranci. Kupříkladu u lososovitých můžeme zaznamenat poškození těla a úhyn v podmínkách pH vybočujícího z rozpětí 9,2 až 4,8 (Svobodová a kol., 2008). Určitou výjimku v rámci zmíněné čeledi tvoří siven americký (*Salvelinus fontinalis* Mitchell, 1814), jenž je schopen dlouhodobě snášet pH v rozmezí 4,5 - 5,0 bez zjevných následků. Pro srovnání - u ryb kaprovitých je oblast přežívání bez poškození či zvýšené mortality ohraničena hodnotami pH 10,8 shora a 5,0 zdola (Hanel & Lusk, 2005).

Je však třeba vzít v úvahu, že hodnota pH není jediným faktorem, který ovlivňuje kondici ryb. Stav populace lososa obecného (*Salmo salar* Linnaeus, 1758) není kupříkladu ovlivněn jen samotným poklesem pH. Vliv má až zvýšení

koncentrace kationické formy hliníku spojené s nízkými hodnotami pH (Kroglund a kol., 2005).

Nízké pH má vliv na fyziologii a anatomii ryb. Toto působení se souhrnně označuje jako „acid stress“. Při náhlých fluktuacích pH (a to jak směrem k nízkým, tak i vysokým hodnotám), dochází u ryb k poškozování žaber a kůže a k výskytu krvácenin na žábřácích a spodině těla. Ryby se tomuto poškozování brání tvorbou sklovitého hleny, jenž má vodnatou konzistenci a který vylučují na kůži, žábřácích a vnitřní straně skřelí (Hanel & Lusk, 2005; Svobodová a kol., 2008). Tvorba tohoto hleny je jedním z nejtýpčtějších projevů „acid stress“ u ryb (Evans, 1987). Výzkum „acid stress“ byl prováděn na různých druzích ryb. U pstruha obecného (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) bylo možné pozorovat zřetelný nárůst frekvence srdečních stahů z $11,5 \pm 3,2$ stahu za minutu ve vodách neutrálních až po $20,4 \pm 4,6$ stahu za minutu ve vodách acidifikovaných a dále pak nárůst koncentrace hořčíku v krevní plasmě, pokles koncentrace chloru v krevní plasmě a vzrůst hematokritu a hemoglobinu v krvi s postupujícím poklesem hodnot pH (Laitinen & Valtonen, 1995). Snižování pH vody za přítomnosti oxidu uhličitého má za následek inhibici kontraktility hladkého svalstva u pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792). S tím souvisí další z příznaků „acid stress“ - odmítání potravy. Toto chování může být způsobeno snížením gastrointestinální motility a zvýšením koncentrace katecholaminů v těle ryby (Underhay & Burka, 1997). U kapra obecného (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) „acid stress“ vyvolává změny v koncentraci kortisolu a estradiolu-17 β (vzrůst), což má údajně za následek ovlivnění gametogeneze ve vyvíjejících se gonádách (Ogawa a kol., 2001).

Orgánem, který je nejvíc vystaven působení nízkého pH, jsou žábry. Důvodem je jejich přímý styk s vodním prostředím. U ryb obývajících vody s nízkým pH bylo pozorováno zduření žaber a v některých případech i odlučování žaberního epitelu (Daye & Garside, 1976 in Evans, 1987; Jagoe & Haines, 1983; Ingersoll a kol., 1990).

Žaberní aparát ryb obsahuje několik typů buněk, z nichž jeden druh, takzvané „chloride cells“, je přímo ovlivňován hodnotou pH. „Chloride cells“ jsou buňky účastníci se iontové výměny a právě s touto jejich funkcí souvisí reakce, jež se dá pozorovat v případě, že rybu vystavíme působení nízkého pH. Tehdy se totiž počet „chloride cells“ v žábřácích zvýší, aby bylo možno dorovnat úroveň výměny iontů, která v důsledku snížení pH poklesla (Leino & McCormick, 1984; Tietge a kol.,

1988; Ingersoll a kol., 1990; Jagoe & Haines, 1997). Vyrůstající množství „chloride cells“ je typickou aklimační reakcí žaberní tkáně na pokles pH a s jejich vyrůstajícím počtem dochází ke ztlušťování dýchacího epitelu (Hofer a kol., 2000). Rostoucí počet „chloride cells“ je však doprovázen i jejich zvýšenou degenerací v důsledku acidity (Chevalier a kol., 1985 in Evans, 1987).

Nízké pH rovněž modifikuje početnost a morfologii krevních komponent. U pstruha obecného, jenž byl vystaven působení nízkého pH, byl pozorován nárůst velikosti erytrocytů v porovnání s rybou z vod neutrálních a dále bylo zaznamenáno větší procentuální zastoupení polymorfonukleárních leukocytů mezi bílými krvinkami. Tyto poměrové změny vznikly pravděpodobně v důsledku imunologické odpovědi vyvolané právě nízkými hodnotami pH. Při pokusech s pstruhem duhovým, kdy byla ryba chována po dobu tří dnů ve vodě při pH 4,0 - 4,5, bylo pozorováno zdvojnásobení počtu erytrocytů a jejich nabobtnání. To vše pravděpodobně následkem disturbancí osmoregulace (Galina, 1997). Se snižující se hodnotou pH ve vodě také dochází ke zvyšování koncentrace laktátu v krvi ryb a s tím spojenému poklesu hodnoty pH v krvi (Packer, 1978; Butler & Day, 1993). Beze změny nezůstává ani koncentrace některých iontů v krvi ryb. Bylo dokázáno, že vystavení ryby působení pH cca 5,0 a nižšího má za následek pokles koncentrace v krvi obsažených iontů Na^+ a Cl^- (Fromm, 1980). Tento pokles je pak méně výrazný ve vodách bohatých na rozpuštěný vápník (McDonald a kol., 1983).

Hodnota pH má kromě přímého vlivu na životní funkce a fyzický vzhled ryby nezanedbatelný vliv také na aktivitu ryb. Siven severní (*Salvelinus alpinus* Linnaeus, 1758) reaguje na snížení pH hyperaktivitou, která se však s postupující acidifikací tlumí, až nakonec ryba upadá do nečinnosti. Nízké hodnoty pH dále u sivena potlačují chování vedoucí k získávání a příjmu potravy a také agresivitu (Jones a kol., 1987; Butler & Day, 1993; Smith & Haines, 1995). Beze změny nezůstává ani rozmnožovací chování ryb. Samice lososa nerka (*Oncorhynchus nerka* Walbaum, 1792) a pstruha obecného při pH nižším než 6,0 nevykazují žádnou aktivitu vedoucí k tvorbě hnízda (tzv. „digging behaviour“). Když se poté pH zvýší na 6,6, „digging behaviour“ se u lososa i pstruha znovu objevuje. U lososa nerka „digging behaviour“ mizí při pH 6,4 a nižším, u pstruha je „digging behaviour“ při pH nižším než 5,0 zcela potlačeno (Kitamura & Ikuta, 2001; Ikuta a kol., 2003).

Hodnotou pH není ale ovlivněno jen chování vedoucí k tvorbě hnízda. S rozmnožováním souvisí také třecí migrace a v souvislosti s tím se objevuje

fenomén známý jako „mixing zones“. Jedná se o oblasti, kde do neutrálního toku ústí tok, jehož voda je acidifikovaná. Voda se v těchto zónách míchá a vyznačuje se rapidním poklesem pH, což pro ryby navozuje skokové stresové podmínky (Rosseland a kol., 1992; Teien a kol., 2004). Určité druhy ryb jsou schopny se „mixing zones“ vědomě vyhýbat. Kupříkladu lososovití dokáží rozeznat vody se zvýšeným obsahem kovů a organických nečistot, vody příliš studené a supersatureované plyny, a takovými vodám se vyhnout. Tendence vyhýbat se acidifikovaným vodám byla prokázána u sivena amerického, který zřetelně odmítal zdržovat se ve vodách s pH v rozpětí 5,0 - 5,5 (Åtland & Barlaup, 1995). Lososi jsou schopni si ze dvou přítoků vybrat ten, jenž má pH neutrální nebo jehož pH není nižší než 6,0 a do toho pak vplouvají (Ikuta a kol., 2001).

Významným faktorem, jehož prostřednictvím pH ovlivňuje rybí populace, jsou živočichové, kteří slouží rybám jako potrava. Působení nízkého pH má za následek značné změny v zastoupení bezobratlých, což se odrazí i na struktuře ichthyofauny. Ve vodách s pH 5,0 a nižším nedochází prakticky k žádné změně v početnosti Oligochaeta, naproti tomu zcela chybějí Ephemeroptera. Plecoptera, Trichoptera a Diptera jsou zastoupeni pouze částečně – přítomny jsou pouze druhy odolné vůči nízkému pH. Mollusca a Crustacea v těchto vodách nejsou zastoupeni vůbec (Horecký a kol., 2002). Pokles pH má mimo jiné za následek úbytek druhů *Gammarus lacustris* a *Lepidurus arcticus*, které tvoří významnou složku potravy lososovitých ryb v norských jezerech (Fjellheim a kol., 2007). V acidifikovaných jezerech je pak prokazatelně nižší zastoupení zooplanktonu (Persson, 2005).

1.2. Hliník jako faktor limitující přežívání ryb

Hliník má zásadní vliv na kvalitu života ryb v acidifikovaných vodách. Je jedním z faktorů, které významným způsobem ovlivňují strukturu a početnost rybích společenstev. Hliník se v povrchových vodách vyskytuje ve druhém (rozpuštěné sloučeniny) a třetím (převážně nerozpustné sloučeniny) oxidačním stupni. Vzájemný poměr obou těchto forem je závislý na fyzikálních a chemických parametrech vody, mezi které řadíme i pH (Poléo, 1995; Hanel & Lusk, 2005). Hliník ve druhém oxidačním stupni se může ukládat na žábrách ve formě oxidu hlinitého (Svobodová a kol., 2008). S postupným snižováním hodnot pH dochází ke zvyšování rozpustnosti

hliníku ve vodě. Kupříkladu zvýší-li se pH o 0,3 - 3,1, vyvolá to snížení koncentrace hliníku ve vodě o 46 - 86 %. Ve většině vod je koncentrace hliníku nízká (obecně nižší než 1 mg/l). Ovšem ve vodách s nižším pH může dosahovat koncentrací, jež jsou pro vodní organismy toxické (Çalta, 1998). Můžeme tudíž zobecnit, že s klesající hodnotou pH se zvyšuje koncentrace hliníku ve vodě (Buckler a kol., 1987; Meybohm & Ulrich, 2005). Tento fenomén má významný dopad na stav rybích populací, a to nejen svým přímým působením, ke kterému můžeme řadit deformace žaber či vliv na rozmnožovací chování (při nízkých hodnotách pH klesá u většiny ryb intenzita rozmnožovacího chování a dá se předpokládat, že svou roli zde bude hrát i koncentrace hliníku), ale i působením nepřímým, do něhož spadá redukce společenstev vodních bezobratlých, kteří slouží rybám jako potrava. Ti jsou stejně jako ryby citliví na nízké hodnoty pH a s nimi spojený nárůst koncentrace hliníku ve vodě (Horecký a kol., 2002).

Na druhou stranu hliník nepůsobí jen na živočichy, kteří tvoří potravu ryb, ale i na rybí parazity. Zvýšená koncentrace hliníku ve vodě má totiž za následek úhyn rybích ektoparazitů a to jmenovitě *Gyrodactylus salaris*, *Gyrodactylus derjavini*, *Gyrodactylus macronychus*, *Anodonta anatina* a *Argulus foliaceus*. Redukce stavů těchto živočichů se pochopitelně promítne i do početního stavu a složení rybích společenstev (Soleng a kol., 1999; Petersen a kol., 2006). Ve sladké vodě se hliník vyskytuje v mnoha různých formách – od jednoduchých iontů přes polymery až po hliník koloidní. Distribuce těchto jednotlivých forem závisí především na teplotě a pH vody.

Nejvýznamnější formou hliníku z hlediska toxicity pro vodní organismy je tzv. „low molecular mass Al-ion“ (Al_i) (Baldigo a kol., 2005; Teien a kol., 2005). Jedná se o anorganický monomerní hliník. Lze vysledovat přímou spojitost mezi koncentrací Al_i ve vodě a množstvím hliníku akumulovaného v žábrách ryb, které tyto vody obývají. Množství hliníku ukládajícího se na žábrách dále závisí ještě na pH a koncentraci vápníku ve vodě. U lososa obecného je možné sledovat zřetelný nárůst mortality dospělých ryb v případě, že koncentrace Al_i ve vodě překoná hranici $15\mu\text{g/l}$ a množství hliníku akumulovaného v žábrách překročí hranici $350\mu\text{g}$ na 1g suché váhy žaber, to celé po dobu více než deseti dnů. U potěru je pak možno sledovat výrazně snížené přežívání v případě, že koncentrace Al_i ve vodě překoná hranici 5 - $10\mu\text{g/l}$ a množství hliníku v žábrách překročí hranici $40\mu\text{g}$ na 1g suché váhy žaber, to celé po dobu více než dvou dnů. Pozorovaný nárůst mortality je

možné vysvětlit tím, že hliník akumulovaný v žábrách inhibuje aktivitu $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ (Kroglund a kol., 2005). Stejnou příčinu uvádí Rosseland a kol. (2001) jako vysvětlení provedeného pozorování, v němž prokázal, že jedinci lososa obecného vystavení působení Al_i vykazují nižší toleranci ke slané vodě. Toto snížení tolerance znamená pro rybu mnoho komplikací, uvědomíme-li si, že losos je anadromní druh, který tráví větší část svého života v moři a do sladkých vod proniká pouze v době tření.

Na druhou stranu je u lososů vybraných z rybích sádek možné v určité míře pozorovat pozitivně stimulační efekt Al_i na fyziologické procesy asociované s osmoregulací u juvenilů. Dochází tedy k popření hypotézy, kterou nastolili Kroglund & Finstad (2003), tedy tvrzení, že i velmi nízké koncentrace Al_i ve vodě mají negativní vliv na přežívání lososa (Poléo a kol., 2001; Poléo & Flodmark, 2005).

Růst koncentrace Al_i se snižující se hodnotou pH ovšem neznamená, že by tato změna v kvalitě vody byla ireverzibilní. V okamžiku, kdy začne pH vody stoupat (například v důsledku vápnění), je možné pozorovat postupné snižování koncentrace Al_i . Detoxikace Al_i spočívá v jeho transformaci na organický monomerní hliník a koloidní hliník. Tento proces je do značné míry ovlivněn teplotou vody, jejím pH, obsahem rozpuštěné organické hmoty, obsahem vápníku (Sadler & Lynam, 1988) a množstvím ve vodě rozpuštěného organického uhlíku a křemíku (Kroglund a kol., 2001; Rosseland a kol., 2001; Laudon a kol., 2005; Svobodová a kol., 2008). Křemík obsažený ve vodě redukuje toxicitu hliníku tím, že prostřednictvím reakce hliníku s kyselinou tetrahydrogenkřemičitou formuje hydroxyaluminosilikáty, které jsou pro organismus hůře vstřebatelné (Birchall a kol., 1989; Exley a kol., 1997). Obtížně predikovatelný je proces detoxikace Al_i v oblastech výše zmíněných „mixing zones“. Celý proces v těchto podmínkách totiž zpravidla trvá déle a dochází k častým fluktuacím v koncentraci a toxicitě hliníku (Kroglund a kol., 2001).

Nezanedbatelný vliv na míru toxicity hliníku pro ryby má množství vápníku obsaženého ve vodě. S rostoucí koncentrací vápníku ve vodě klesá potenciální toxicita hliníku. To je pozorovatelné jak přímou redukcí mortality, tak i například nižším stupněm poškození žaberního aparátu zapříčiněným schopností vápníku vytěsnit hliník z vazebných míst na žaberním epitelu (Gensemer & Playle, 1999; Abdel-Latif, 2008).

Cílovým orgánem akumulace hliníku jsou žábry pro jejich přímý kontakt s vodním prostředím. Ukládání hliníku na žábrách má za následek zvýšenou tvorbu hlenu, fúzi žaberních lamel, odštěpování dýchacího epitelu, tvorbu lézí na žaberní tkáni, inhibici funkce žaberních enzymů a s tím spojené poruchy osmoregulace a znesnadnění difuze plynů. Toto poškození vyúsťuje ve snížení propustnosti membrán, znesnadnění iontové výměny, snížení koncentrace kyslíku v krvi a zvýšení koncentrace v krvi obsaženého oxidu uhličitého. Ryba následně umírá v důsledku ionoregulačního či respiračního selhání. Toto nenastává, pokud je voda charakterizována pouze nízkými hodnotami pH a hliník obsažen není. Dalšími následky zvýšené koncentrace Al_i ve vodě jsou především snížení koncentrace iontů sodíku, chloru a vápníku v krvi, nárůst koncentrace iontů draslíku, stejně jako laktátu, glukosy, hemoglobinu a v neposlední řadě i vzrůst hematokritu (Daye & Garside, 1976 *in* Evans, 1987; Mueller a kol., 1991; Çalta, 1998; Dussault a kol., 2001).

Zásadní vliv má zvýšená koncentrace Al_i také na již zmiňované „chloride cells“. Hliník způsobuje změny početnosti a morfologické struktury těchto buněk tím, že se na ně váže. Děje se tak prostřednictvím mechanismů, jako jsou nekrosy, organismem řízené apoptosy nebo inhibice proliferace „chloride cells“ jako přímý důsledek navázaného hliníku (Conklin a kol., 1992 *in* Çalta, 1998; Jagoe & Haines, 1997). Pozorován však byl i nárůst počtu „chloride cells“ a s ním spojené zduření žaberních lupínek u pstruha obecného, jenž byl vystaven působení hliníku při pH 5,5 a teplotě vody 2,5 °C (Karlsson-Norrgrén a kol., 1986). Žábry ovšem nejsou jediným orgánem, na němž lze pozorovat ukládání hliníku. Tento se dále akumuluje v ledvinách, játrech, svalech a kostře (Sharma, 2003; Svobodová a kol., 2008).

Citlivost ryb ke zvýšené koncentraci Al_i je druhově specifická. Smith & Haines (1995) porovnávali dva druhy z čeledi lososovitých z hlediska jejich reakce na koncentraci Al_i ve vodě. Prvním druhem byl losos obecný, který reprezentoval druhy citlivé na pokles pH a s tím související negativní působení Al_i , a druhým potom siven americký, který naopak náleží mezi druhy relativně odolné vůči působení nízkého pH a jeho důsledkům. Výsledky ukázaly, že růst a přežívání lososa byly v acidifikované vodě s obsahem Al_i zřetelně redukovány v porovnání se sivenem, u něž nemělo pH a koncentrace Al_i ve vodě patrný vliv na velikost ryby či její mortalitu. Dalším zjištěným faktem bylo, že nízké pH a zvýšená koncentrace Al_i mají vliv na pohybovou aktivitu obou druhů. Zatímco losos upadal s postupně se

snižujícími hodnotami pH stále více do nečinnosti, siven vykazoval sklony k hyperaktivitě. Poslední věcí, kterou Smith & Haines podrobili zkoumání, byl vliv nízkého pH a vysoké koncentrace Al_3 ve vodě na strukturu žaber obou druhů. Zatímco u sivena vyvolaly tyto podmínky jen lehké zduření a fúzi lamel, které rybu neohrožovaly přímo na životě, u lososa byla situace zcela jiná. Jeho žábry vykazovaly extrémní poškození, které zahrnovalo velké otoky a drastickou fúzi žaberních lamel. V žábrách sivena byla po 7 - 10 dnech vystavení spolupůsobení zvýšené koncentrace hliníku a pH 5,2 pozorována vzrůstající tvorba nediferencovaných buněk a buněk produkujících hlen (Mueller a kol., 1991 *in* Nilsson, 2007).

Zvýšená koncentrace hliníku ve vodě spolu s nízkými hodnotami pH se odrazí také na chování ryb. U jedinců postižených náhlou acidifikační událostí lze pozorovat snížení plavací aktivity a postupnou až úplnou ztrátu únikových reflexů (Svobodová a kol., 2008).

Lze tedy shrnout, že koncentrace hliníku v acidifikovaných vodách významným způsobem ovlivňuje strukturu nejen rybích společenstev v těchto vodách žijících. Ze všech faktorů, jež doprovázejí snižování pH vod, se jedná o faktor nejvýznamnější a s největším dopadem na biotu.

1.3. Ostatní kovy jako faktor limitující přežívání ryb

Vedle hliníku existuje řada dalších prvků, které v souvislosti s hodnotou pH ovlivňují kvalitu života ryb. Nemají sice tak zásadní dopady jako hliník, jejich působení však nelze pominout. Jedná se zejména o těžké kovy. Tyto kovy se do vody dostávají ve většině případů vymýváním z okolních půd prostřednictvím kyselých dešťů. Další možnou cestou je pak přímé znečištění vod.

Kovy jsou pro vodní organismy toxické buď tím, že jsou schopny se podobně jako hliník vysrážet na žábrách, fungují jako kumulativní jedy či mění koncentrace krevních iontů a inhibují činnost žaberních enzymů jako jsou Na^+K^+ -ATPasy a „carbonic anhydrase“ (Evans, 1987).

Množství kovů obsažených ve vodě má silnou vazbu na hodnoty pH. V acidifikovaných jezerech byly ve srovnání s jezery neutrálními zaznamenány nezvykle vysoké koncentrace kadmia, mědi, olova, niklu, zinku, kobaltu, manganu,

fosforu, stroncia, rtuti, arsenu, železa a chrómu (Dauvalter & Khloptseva, 2005). V průběhu reacidifikace (konkrétně po skončení vápnění) bylo pozorováno, že vedle nárůstu koncentrací hliníku došlo také k nepřehlédnutelnému nárůstu koncentrací olova, manganu a kadmia. Tento nárůst byl zvláště výrazný především v hypolimnionu, kde bylo pH nejnižší (Edberg a kol., 2005).

Patrně nejvýznamnějším kovem z hlediska dopadu na biotu je rtuť. Rtuť je takzvaným kumulativním jodem, ukládá se tedy v trávicí soustavě ryb, kam se dostane po pozření rostliny, bezobratlého či jiného obratlovce, kteří rtuť obsahují (Lange a kol., 1993; Chenery a kol., 2001). Acidita je jedním z nejzásadnějších faktorů ovlivňujících mobilizaci a metylaci rtuti. Methylrtuť je nejjedovatější formou tohoto kovu a formou nejsnáze akumulovatelnou v organismech. Je údajně až stokrát toxičtější než anorganická rtuť (French a kol., 1999). Proces methylace rtuti probíhá tak, že rtuť, která se dostává do vod z atmosféry a půdy je přeměňována na methylrtuť činností bakterií v sedimentech. Výsledné množství methylrtuti ve vodě je tedy závislé na aktivitě těchto bakterií, která pak závisí na teplotě vody (se vzrůstající teplotou stoupá aktivita bakterií a tím i množství vytvořené methylrtuti), množství organické hmoty ve vodě obsažené (se vzrůstajícím množstvím organické hmoty stoupá aktivita bakterií), sulfátech ve vodě obsažených (se vzrůstající koncentrací sulfátů ve vodě rovněž stoupá aktivita bakterií) a konečně na pH (se snižující se hodnotou pH stoupá rozpustnost anorganické rtuti ve vodě, tato se tím stává pro bakterie dostupnější, což má za následek větší množství bakteriemi vyprodukované methylrtuti). Dalším faktorem, který má vedle aktivity zmíněných bakterií vliv na množství methylrtuti ve vodě, je takzvaný „věk vod“. Ten je nejzřetelnější v případě vodních nádrží. Věk nádrže je definován jako doba, po kterou už nádrž na daném místě existuje. Nejvyšší koncentrace methylrtuti můžeme zaznamenat v nádržích relativně mladých. Důvod lze spatřovat v rychlém uvolnění velkého množství rtuti, která se v půdě akumulovala dlouhou dobu. Její náhlé uvolnění je důsledkem relativně rychlého zatopení lokality při vzniku nádrže (Chenery a kol., 2001).

Jak již bylo zmíněno, rtuť se v organismu hromadí. Cílovou tkání, ve které v největší míře dochází k ukládání rtuti, je tkáň svalová. Množství rtuti v rybách pozitivně koreluje s věkem ryby, negativně pak s obsahem vápníku, hořčíku, dusíku a fosforu ve vodě. Negativní korelaci vykazuje množství rtuti v tkáních rovněž s obsahem chlorofylu, vodivostí, tvrdostí vody a jejím pH (Richman a kol., 1988;

Lange a kol., 1993). Sonesten (2003) naopak uvádí, že hodnota pH pravděpodobně nemá významný vliv na množství rtuti v rybách, které tyto vody obývají. Vzhledem k již zmíněnému faktu, že rtuť je kumulativní jed, není tedy možno se jí z potravního řetězce zbavit. Pokud však ve vodách stoupne počet ryb, může dojít k situaci, kdy se celkové množství rtuti rozmělní mezi více jedinců a celková zátěž populace tak bude nižší.

Kromě depozice rtuti ve svalové tkáni lze pozorovat i vliv rtuti na tkáň žaberní. Vystavení ryby působení rtuti či methylrtuti má za následek degeneraci „chloride cells“ v žábrách a inhibici činnosti žaberních $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPas}$ (Olson a kol., 1973 *in* Evans, 1987; Renfro a kol., 1974 *in* Evans, 1987).

Dalšími kovy, které ovlivňují život ryb v acidifikovaných vodách, a jejichž účinek je velmi podobný, jsou měď a zinek. Oba kovy inhibují činnost ATPas v žábrách a tím snižují efektivitu výměny kyslíku a oxidu uhličitého (Svobodová a kol., 2008).

Měď obsažená ve vodě má vliv na ionoregulaci a aciditu krevní plasmy u pstruha duhového pravděpodobně z důvodu přímého poškození žaber. Ryby obývající mírně acidifikované vody s přítomnou mědí mají ve svalech 2,4krát vyšší obsah laktátu než ryby z vod neutrálních. Společně s rostoucí koncentrací laktátu následně klesá aktivita jedinců (Beaumont a kol., 1995, 2000). U ryb vystavených působení zvýšené koncentrace mědi ve vodě byl rovněž zaznamenán pokles koncentrací Na^+ a Cl^- iontů a nárůst koncentrace amoniaku v krvi (Laurén & McDonald, 1985).

Zvýšený obsah zinku má za následek otoky žaberní tkáně a zduření a nárůst počtu „chloride cells“ v žaberních lupíncích (Skidmore & Tovell, 1972). Ačkoli zinek prokazatelně inhibuje činnost žaberních $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPas}$ a „carbonic anhydrase“, jež se účastní transportu NaCl , je s podivem, že u ryb vystavených působení zinku nebyly pozorovány významnější změny v koncentraci NaCl v krvi (Evans, 1987).

Toxicita mědi i zinku pro vodní organismy klesá se vzrůstající koncentrací vápníku rozpuštěného ve vodě. Princip spočívá v tom, že vápník obsazuje vazebná místa v proteinových molekulách a zmíněné kovy se pak nemají kam navázat (Welsh a kol., 2000; Svobodová a kol., 2008).

Dalším kovem, který ryby přijímají prostřednictvím potravy a jehož koncentrace je tudíž nejvyšší v trávicím traktu a nižší v žábrách, je kadmium

(Giguère a kol., 2004). Koncentrace kadmia v játrech intoxikované ryby je signifikantně vyšší než ve svalech. Pozřené kadmium může u ryb vyvolávat zpomalení růstu, pokles gonadosomatického indexu, inhibici ovulace, strukturní změny na ovariiích a s tím související změny v reprodukčním chování (Szczerbik a kol., 2006).

V acidifikovaných vodách je v porovnání s vodami neutrálními vyšší rovněž koncentrace olova – a to jak ve vodě samotné, tak i v organismech tuto vodu obývajících. Hodnoty koncentrací se mění v průběhu roku. Nejvyšší koncentrace olova v organismech lze zjistit v období, kdy je vodní hladina pokryta ledem. Hlavním orgánem, ve kterém dochází k akumulaci olova, jsou žábry pro jejich přímý styk s vodním prostředím, dále pak ledviny, játra a částečně i trávicí soustava (Köck a kol., 1998). Santos & Hall (1990) na základě svých výzkumů prováděných na úhoří říčním (*Anguilla anguilla* Linnaeus, 1758) udávají, že ryby chované ve vodách se zvýšenou koncentrací olova vykazují nárůst počtu lymfocytů a koncentrace laktátu v krevní plasmě.

Posledním kovem, o jehož působení na ryby se zmíním, je železo. To se podobně jako hliník ve vodách vyskytuje ve druhém (rozpuštěné sloučeniny) a třetím (nerozpuštěné sloučeniny) oxidačním stupni. Vzájemný poměr těchto dvou forem závisí na koncentraci kyslíku ve vodě, pH a dalších fyzikálně-chemických parametrech vod. Železo v druhém oxidačním stupni je ve vodách nejvíce zastoupeno při podmínkách nízkého pH a nízké koncentrace kyslíku. Takové podmínky panují především v zimním období a při jarním tání sněhu. Při nižších teplotách vody také dochází k pomnožení bakterií, jejichž činností probíhá na žábrách ryb oxidace Fe^{2+} na Fe^{3+} a vzniklé sloučeniny pokrývají povrch žaberních lístků. Důsledkem tohoto procesu dochází ke zmenšení respirační plochy a k poškození dýchacího epitelu, což se na rybě projeví hyperventilací a poklesem aktivity. Podobnou reakci na zvýšené koncentrace železa jako žábry vykazují rovněž jikry. Žaberní tkáň však není jediná, ve které dochází k ukládání železa. Dalšími orgány, kde můžeme toto hromadění pozorovat, jsou ledviny a slezina (Svobodová a kol., 2008).

Cíle práce

Úkolem této práce bylo zmapovat ichthyofaunu v Jizerských horách a sledovat úroveň zatížení populace sivena amerického aciditou a s ní spojeným množstvím toxické frakce hliníku (Al_i). Stanovil jsem si proto následující cíle:

1. Zmapovat ichthyofaunu vybraných toků na území CHKO Jizerské hory.
2. Sledovat základní fyzikálně-chemické parametry vody ve vybraných tocích a pokusit se určit jejich vliv na strukturu ichthyofauny.
3. Na vybrané lokalitě zhodnotit vliv pH a s tím spojených koncentrací Al_i na žaberní aparát sivena amerického.

2. LOKALITY

2.1. Jizerské hory

Chráněná krajinná oblast Jizerské hory zaujímá rozlohu 368 km² a nachází se mezi 50°40' až 50°52' severní šířky a 15°08' až 15°24' východní délky. Region zahrnuje 200 km² náhorní plošiny rozkládající se v průměrné nadmořské výšce 900 m n. m. (nejvyšším vrcholem české části hor je Smrk - 1124 m n. m.) a dále značně zalesněné horské svahy, které se především v severní části pohoří vyznačují svou strmostí. Průměrné roční srážky rostou s nadmořskou výškou od 800 do 1600 mm, zatímco průměrná roční teplota vzduchu s nadmořskou výškou klesá od 8 °C do 4 °C. V oblasti náhorní plošiny leží sníh obvykle od začátku listopadu do konce dubna. Průměrná maximální výška sněhu je 120 cm. Podloží Jizerských hor tvoří především granit a mělké podzolové půdy. Jizerské hory náleží do povodí řek Jizera, Smědá a Lužická Nisa. Celé území pak náleží pod CHOPAV (chráněná oblast přirozené akumulace vod) Jizerské hory. Mezi toky Jizerských hor převažují kamenité říčky a potoky. Specifické postavení mezi vodami Jizerských hor mají vody náhorní plošiny. Jsou reprezentovány velkými přehradními nádržemi (Bedřichov, Josefův Důl, Souš), menšími nádržemi (Blatný rybník), toky různých velikostí (Černá Nisa, Černá a Bílá Desná, Jizera, Jizerka...) a v neposlední řadě také rašelinnými jezírky (Čihadla, Černá jezírka...). Lesní pokryv činí v tomto regionu 83 %. Původní druhy stromů zastupuje buk lesní (*Fagus sylvatica*), smrk ztepilý (*Picea abies*) a jedle bělokorá (*Abies alba*) (Křeček & Hořická, 2006; Hušek, 2007).

Jizerské hory bezpochyby náleží k územím, jež jsou unikátní svou recentní environmentální historií. Leží v tzv. Černém trojúhelníku Evropy, což je jedna z oblastí, které byly jako první na světě postiženy antropogenní acidifikací. Zároveň se jedná o oblast, kde byly důsledky acidifikace nejdrastičtější. Povodí Jizerských hor byla od poloviny 20. století vystavena postupné acidifikaci, která vyvrcholila imisní kalamitou v 80. letech. V této době vymizelo z náhorní plošiny 80 % původních smrkových porostů. Kyselé deště měly za následek pokles pH toků na hodnoty okolo 4 - 5, kvalitativní i kvantitativní ochuzení společenstva bentických organismů a vyhynutí ryb. Od počátku 90. let dochází k postupnému návratu fyzikálně-chemických parametrů toků k původním hodnotám, což se odráží i na struktuře ichtyofauny a kondici ryb (Křeček & Hořická, 2006; Hušek, 2007).

Následující text je zpracován podle dat Švátory, jenž v letech 2004 - 2006 prováděl komplexní ichtyologický průzkum na území CHKO Jizerské hory.

Druhem relativně hojně zastoupeným ve vodách Jizerských hor je siven americký. Jedná se o nepůvodní druh, který byl do Čech introdukovan roku 1883 a na území Jizerských hor vysazen poprvé roku 1912 v přehradní nádrži v Mšeně nad Nisou. Ve 30. letech 20. století byl pak vysazen i do nádrží Bedřichov a Souš. V 50. letech minulého století zcela vymizel vlivem postupné acidifikace půd a toků, jež postihla celé Jizerské hory a nejvíce se odrazila právě v oblasti náhorní plošiny. V následujících letech byly prováděny mnohé pokusy o zpětné vysazení sivena, ovšem bez úspěchu. Ten se dostavil až v roce 1991, kdy byl siven vysazen do přehradní nádrže Bedřichov, kde vytvořil životaschopnou, pravidelně se vytírající populaci. V roce 1996 následovalo úspěšné vysazení v přehradní nádrži Souš (siven je zde schopen přežít díky vápnění, v jehož důsledku pH vody v nádrži v období jarního tání neklesá pod hodnotu 4,5) a v roce 1998 i v přehradní nádrži Josefův Důl. Stabilní populaci mimo tělesa nádrží tvoří siven ještě v Černé Nise, Černé a Bílé Desné, Kamenici (zde je postupně vytlačován pstruhem obecným), Červeném potoce, Jizerce a Sklářském potoce. V následujících letech má být počet lokalit obývaných sivenem postupně redukován a tento druh nahrazen pstruhem. Siven zůstane nadále zachován pouze ve velkých přehradních nádržích náhorní plošiny (Bedřichov, Josefův Důl, Souš), kde stále ještě podmínky (z hlediska hodnot pH) nepřejí udržení stabilní populace pstruha, a pak ve Velké rybí vodě, což je tok, v němž se pstruh nemůže udržet v důsledku výrazných fluktuací pH (v období jarního tání či po deštích).

Další rybou, jejíž výskyt je v rámci náhorní plošiny Jizerských hor zaznamenán, je pstruh obecný forma potoční. Tento druh je vůči nízkým hodnotám pH citlivější než siven a jeho reintrodukce (jeho osud po imisní kalamitě v 50. letech byl totožný s osudem sivena) je proto značně náročnější. V současné době tvoří pstruh stabilní populaci v Jizeře a to i v horní části toku – v NPR Rašeliniště Jizery. Dále se pak vyskytuje v tocích na severní straně Jizerských hor, kde vítězí v kompetici se sivenem, protože jsou zde pro něj akceptovatelné podmínky.

Na rozšíření sivena a pstruha je úzce vázáno také rozšíření střevle potoční (*Phoxinus phoxinus* Linnaeus, 1758). Tento druh není limitován pouze hodnotou pH a dalšími fyzikálně-chemickými parametry vody, ale i predací ze strany ostatních ryb a to nejčastěji ze strany sivena a pstruha. Z logiky věci tedy vyplývá, že je velmi

obtížné udržení stabilní populace střevle ve vodách, které jsou osídleny některým z jejích přirozených nepřátel. Střevle se stabilně vyskytuje v Holubím potoce, Štolpichu a Bílém potoce, tedy v tocích na severní straně hor, a dále v přítocích vodní nádrže Bedřichov.

Dalšími druhy ryb, které se místy objevují ve vodách Jizerských hor (tedy konkrétně na území CHKO), jsou mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula* Linnaeus, 1758) (Smědá, Fojtecký potok, Holubí potok) a pstruh duhový (Fojtecký potok, Harcovský potok, Černá Nisa).

V poslední době byl v Jizerských horách prokázán i výskyt mihule potoční (*Lampetra planeri* Bloch, 1784). Mihule byla opakovaně zaznamenána v tocích na Frýdlantsku (Smědá, Řasnice, Lomnice) a několikrát na území CHKO (Štolpich, Malý Štolpich, Holubí potok, Radčický potok, Jeřice, Malá Jeřice a levostranném přítoku Jeřice v Mníšku).

2.2. Popis lokalit

Práce byla realizována na vybraných tocích Jizerských hor. Lokality byly voleny tak, aby byly zastoupeny dvě oblasti, jež jsou pro jizerskohorský region typické a jež se značně liší svými přírodními podmínkami. Jedná se o oblast náhorní plošiny a oblast severních resp. severozápadních svahů hor.

2.2.1 Náhorní plošina

Náhorní plošina Jizerských hor je charakteristická svou relativně konstantní nadmořskou výškou (okolo 900 m n. m.) s vystupujícími horskými hřbety. Podloží je tvořeno granodioritem a půdy jsou neúživné. Z dřevin jsou zde nejčastěji zastoupeny smrk ztepilý a smrk pichlavý (*P. pungens*), jenž byl v minulých letech vysazován, aby zacelil holiny způsobené imisními kalamitami, které v osmdesátých letech vyvrcholily odlesněním náhorní plošiny. Do smrčín jsou zde přimíšeny i některé listnaté dřeviny. Jedná se především o buk lesní, javor klen (*Acer pseudoplatanus*) a jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*). Podrost je tvořen většinou metličkou křivolakou (*Avenella flexuosa*), třtinou chloupkatou (*Calamagrostis villosa*), borůvkou

(*Vaccinium myrtillus*), brusinkou (*V. vitis-idaea*), sítinami (*Juncus* spp.) a některými mechorosty, nejčastěji pak ploníkem (*Polytrichum* sp.). Na vhodných stanovištích se vyskytuje rašeliník (*Sphagnum* sp.) a suchopýr pochvatý (*Eriophorum vaginatum*).

Pro svou práci jsem vybíral toky, které spadají do povodí tří velkých vodních nádrží (Bedřichov, Josefův Důl, Souš) a toky, které náležejí k povodí řeky Jizery.

V povodí vodní nádrže Bedřichov (nadmořská výška 774 m n. m., plocha povodí 4,31 km², vodní plocha 42 ha, celkový objem nádrže 2,103 mil. m³, max. hloubka 14,6 m) jsem pracoval na třech tocích. Byly jimi:

levostranný přítok Černé Nisy (B-2): jedná se o kratší vodní tok, který se vlévá do Černé Nisy v úseku pod limnigrafem. Jeho dno je tvořeno převážně žulovými oblázky, místy štěrkem a v hlubších tůních organickými sedimenty. Průměrná hloubka toku činí 20 cm. Maximální hloubka v tůních dosahuje 80 cm. Průměrná šířka koryta je 70 cm. V toku se střídají tůně s úseky rychle proudící vody. Okolí toku je zarostlé smrkem ztepilým, v menší míře pak smrkem pichlavým, dále třtinou chloupkatou, sítinou, metličkou křivolakou a ploníkem. Zástin toku se pohybuje kolem 20 %. Tok je obýván sivenem americkým a střevlí potoční. Prolovení a odběr vzorků vod byly prováděny na úseku ohraničeném souřadnicemi 50°49,379'N, 15°8,713'E / 50°49,347'N, 15°8,759'E (779m n. m.). Obr. 1.



Obr. 1: záběr lokality B-2.

Černá Nisa (B-3): hlavní přítok vodní nádrže Bedřichov. Pramení na východním svahu Olivetské hory ve výšce 820 m n. m. Jeho dno tvoří žulové oblázky a valouny. Častý je i výskyt šterkových lavic. Z důvodu nízkého počtu tůní je v toku jen málo míst s organickými sedimenty. Tok meandruje a místy výrazně eroduje okolní svahy. Průměrná hloubka toku je 40 cm, maximální potom 1 m. Průměrná šířka koryta činí 1,7 m. V toku jsou zastoupeny tůně a úseky velmi pomalu tekoucí vody. Peřejnaté úseky s rychle proudící vodou jsou situovány v blízkosti ústí do nádrže. V horní části toku se nachází rybí přechod. Vegetaci v okolí toku tvoří porosty smrku ztepilého a pichlavého a borovice kleče (*Pinus mugo*), dále se vyskytuje třtina chloupkatá, sítina, metlička křivolaká, borůvka a porosty ploníku. Zástin toku je 50 %. Tok je obýván sivenem americkým a stěvlí potoční.

Prolovení toku bylo prováděno na třech úsecích:

1. dolní úsek – ohraničen souřadnicemi 50°49,364'N, 15°8,526'E / 50°49,376'N, 15°8,599'E (777m n. m.)
2. střední úsek – ohraničen souřadnicemi 50°49,382'N, 15°8,658'E / 50°49,382'N, 15°8,702'E (778m n. m.) – zde byl prováděn též odběr vzorků vod
3. horní úsek – ohraničen souřadnicemi 50°49,386'N, 15°8,705'E / 50°49,453'N, 15°8,825'E (780m n. m.)

Obr. 2.



Obr. 2: záběr střední části lokality Černá Nisa.

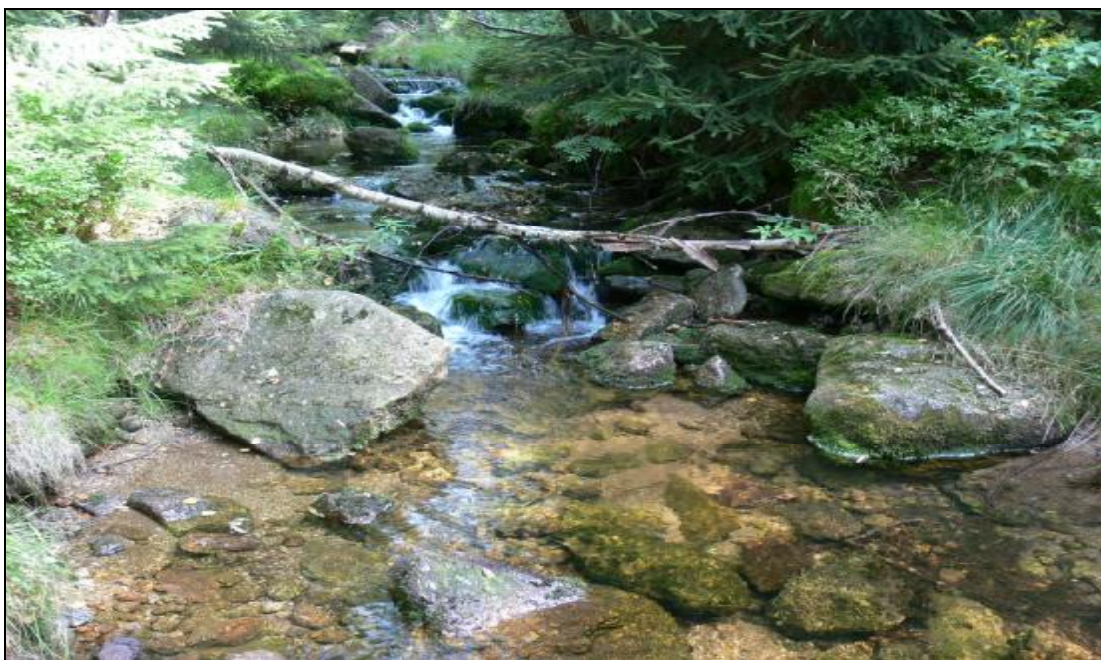
druhý přítok vodní nádrže Bedřichov (B-4): jedná se o nevýrazný vodní tok, jenž se vlévá do Bedřichovské nádrže. Dno je tvořeno žulovými oblázky a valouny. Štěrk a organické sedimenty se v toku téměř nevyskytují. Průměrná hloubka činí 10 cm a maximální hloubka je 15 cm. Průměrná šířka koryta je 40 cm. Úseky rychle proudící vody se v toku prakticky nevyskytují. Většinou je tok fragmentován na soustavu více či méně navazujících tůní, jeho okolí je zarostlé smrkem ztepilým, borovicí klečí, brusinkou a ploníkem. Celý tok je značně zakryt smrkovým porostem a zástin je 90 %. Nebyla zde zjištěna ichthyofauna. Místo pro odběr vzorků vod se nacházelo na souřadnicích 50°49,621'N, 15°8,512'E (787 m n. m.). Obr. 3.



Obr. 3: záběr lokality B-4.

V povodí vodní nádrže Josefův Důl (nadmořská výška 733 m n. m., plocha povodí 20,02 km², vodní plocha 150 ha, celkový objem nádrže 22,114 mil. m³, max. hloubka 39 m) jsem pracoval na pěti tocích. Byly jimi:

Hluboký potok (JD-1): přítok vodní nádrže Josefův Důl. Dno tvoří žulové oblázky a valouny, místy se objevuje štěrk. Průměrná hloubka toku je 15 cm, maximální hloubka je 40 cm. Průměrná šířka koryta je 1,2 m. Většinu toku charakterizují peřejnaté partie, jež jsou vzácně střídány úseky s tůněmi. Porost v okolí tvoří smrk ztepilý, v menší míře potom buk lesní, javor klen, bříza bělokorá (*Betula pendula*) a jeřáb ptačí. V bylinném patře dominují porosty třtiny chloupkaté a borůvky. Zástin toku je 95 %. V toku nebyla zjištěna ichthyofauna. Místo pro odběr vzorků vod se nacházelo na souřadnicích 50°48,058'N, 15°11,867'E (757m n. m.). Obr. 4.



Obr. 4: záběr lokality Hluboký potok.

Malý Kamenický potok (JD-2): levostranný přítok Kamenice, do které se vlévá těsně nad limnigrafem. Dno je tvořeno převážně žulovými valouny se štěrkovými poli. Průměrná hloubka toku činí 20 cm, maximální hloubka 60 cm. Průměrná šířka koryta je 2,8 m. V toku převažují peřejnaté úseky s rychle proudící vodou. Okolí potoka je tvořeno porosty smrku ztepilého, buku lesního, jeřábu ptačího a břízy bělokoré. Zastoupeny jsou též borůvka, metlička křivolaká a ploník. Zastínění toku je

80 %, nebyla zde zjištěna ichthyofauna. Odběrové místo pro odběr vzorků vod se nacházelo na souřadnicích 50°48,594'N, 15°11,050'E (770m n. m.). Obr. 5.



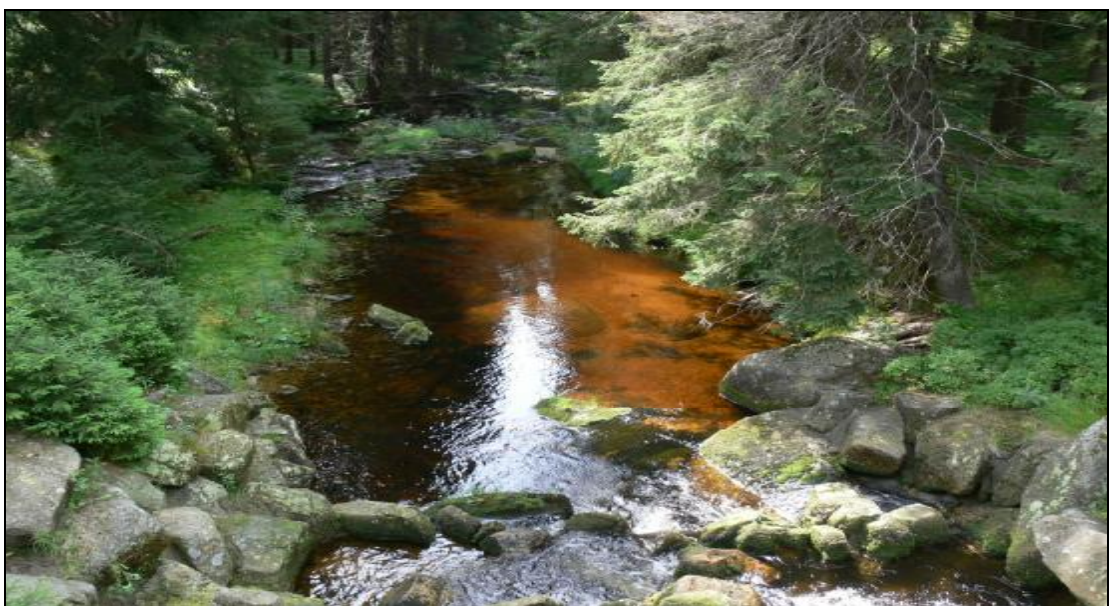
Obr. 5: záběr lokality Malý Kamenický potok.

Kamenice (JD-3): přítok vodní nádrže Josefův Důl. Pramení na severozápadním svahu Černé hory ve výšce 975 m n. m. Dno tvoří žulové balvany a valouny, časté jsou i šterkové lavice. Průměrná hloubka toku je 50 cm, maximální hloubka 1,3 m. Průměrná šířka koryta činí 5 m. Celý tok má peřejnatý charakter s občasným výskytem šterkových lavic, na nichž dochází ke zpomalení proudění. Vegetaci v okolí toku tvoří především porosty smrku ztepilého s příměsí buku lesního, bylinné patro pak brusinka, třtina chloupkatá a metlička křivolaká. Zástin toku je 80 %. Tok je obýván sivenem americkým. Prolovení a odběr vzorků vod byly prováděny na úseku ohraničeném souřadnicemi 50°48,485'N, 15°11,112'E / 50°48,549'N, 15°11,061'E (763m n. m.). Obr. 6.



Obr. 6: záběr lokality Kamenice v úseku u limnigrafu.

Blatný potok (JD-4): přítok vodní nádrže Josefův Důl. Dno tvoří žulové valouny a štěrky. Průměrná hloubka toku je 50 cm, maximální hloubka 1,4 m. Průměrná šířka koryta činí 4,5 m. V toku se střídají peřejnaté úseky rychle proudící vody s úseky tůň a tišin. Porost v okolí toku je tvořen smrkem ztepilým s příměsí buku lesního a jeřábu ptačího. Dále jsou přítomny třtina chloupkatá, metlička křivolaká, brusinka a ploník. Zástin toku je 90 %. Potok obývá siven americký. Prolovení a odběr vzorků vod byly prováděny na úseku ohraničeném souřadnicemi $50^{\circ}48,280'N$, $15^{\circ}10,412'E$ / $50^{\circ}48,388'N$, $15^{\circ}10,389'E$ (753m n. m.). Obr. 7.



Obr. 7: záběr lokality Blatný potok v úseku u rybího přechodu.

Červený potok (JD-5): přítok vodní nádrže Josefův Důl. Dno je tvořeno především štěrkem. Průměrná hloubka toku je 30 cm, maximální hloubka 60 cm. Průměrná šířka koryta je 60 cm. V toku převládají úseky pomalu proudící vody, časté jsou tůně a tišiny na štěrkových lavicích. Okolí toku dominují porosty smrku pichlavého a ztepilého. Bylinné patro zastupují třtina chloupkatá, metlička křivolaká a ploník. Zástin toku je 40 %. Tok je obýván sivenem americkým a stěvlí potoční. Prolovení a odběr vzorků vod byly prováděny na úseku ohraničeném souřadnicemi 50°48,131'N, 15°9,950'E / 50°48,164'N, 15°9,892'E (739m n. m.). Obr. 8.



Obr. 8: záběr lokality Červený potok v horní regulované části toku.

V povodí vodní nádrže Souš (nadmořská výška 770 m n. m., plocha povodí 13,96 km², vodní plocha 102 ha, celkový objem nádrže 7,561 mil. m³, max. hloubka 20,5 m) jsem pracoval na dvou tocích. Byly jimi:

pravostranný přítok Černé Desné (S-2): jedná se o vodní tok, který se vlévá do Černé Desné pod limnigrafem. Jeho dno tvoří štěrk a občasné žulové oblázky. Průměrná hloubka toku je 30 cm a maximální hloubka 50 cm. Průměrná šířka koryta činí 80 cm. Celý tok je tvořen úseky tůní a tišin, peřejnaté úseky se téměř nevyskytují. Porost v okolí toku tvoří smrk ztepilý, metlička křivolaká a ploník. Zastínění toku je 90 %. Tok obývá siven americký a pstruh obecný - forma potoční. Prolovení a odběr vzorků vod byly prováděny na úseku ohraničeném souřadnicemi 50°48,449'N, 15°17,566'E / 50°48,484'N, 15°17,484'E (785m n. m.). Obr. 9.



Obr. 9: záběr lokality S-2.

Černá Desná (S-3): přítok vodní nádrže Souš. Pramení 1 km západně od Černého vrchu ve výšce 879 m n. m. Dno je tvořeno žulovými valouny a oblázky, místy se vyskytují též balvany a rozsáhlé štěrkové lavice. Průměrná hloubka toku je 70 cm, maximální hloubka je 1,2 m. Průměrná šířka koryta činí 4,5 m. V toku se střídají peřejnaté úseky s dlouhými úseky tůní a tišin. V okolí toku roste smrk ztepilý a pichlavý, buk lesní, třtina chloupkatá, metlička křivolaká, borůvka, sítina a ploník.

Zastínění toku je 30 %. Tok je obýván sivenem americkým a pstruhem obecným - formou potoční. Prolovení toku bylo prováděno na dvou úsecích:

1. dolní úsek – ohraničen souřadnicemi $50^{\circ}48,298'N$, $15^{\circ}17,833'E$ / $50^{\circ}48,333'N$, $15^{\circ}17,824'E$ (775m n. m.).

2. horní úsek – ohraničen souřadnicemi $50^{\circ}48,428'N$, $15^{\circ}1,633'E$ / $50^{\circ}48,459'N$, $15^{\circ}17,582'E$ (780m n. m.) - zde byl prováděn též odběr vzorků vod.

Obr. 10.



Obr. 10: záběr lokality Černá Desná v úseku nad limnigrafem.

V povodí Jizery (pramení na jižním úbočí Smrku, respektive Stógu Izerskeho ve výšce 980, respektive 1050 m n. m.) jsem pracoval na čtyřech tocích. Byly jimi:

Krásný potok (Kra): pravostranný přítok Jizery pramenící v rašeliništi Černá jezírka. Dno je tvořeno žulovými valouny, oblázky a štěrkem. Průměrná hloubka toku je 50 cm, maximální hloubka je 1,1 m. Průměrná šířka koryta činí 2,5 m. V toku se nacházejí rozsáhlé úseky tůní a tišin, směrem k ústí pak přibývá peřejí. Porost v okolí potoka je tvořen smrkem ztepilým, borovicí klečí, třtinou chloupkatou, suchopýrem pochvatým, rašeliníkem a ploníkem. Zastínění toku je 30 %, nebyla zde zjištěna ichthyofauna. Prolovení a odběr vzorků vod byly prováděny na úseku ohraničeném souřadnicemi 50°51,231'N, 15°18,612'E / 50°51,201'N, 15°18,599'E (887m n. m.). Obr. 11.



Obr. 11: záběr lokality Krásný potok.

Fischhüttenfluss (RLo): pravostranný přítok Jizery pramenící v rašeliništi Rybí loučky. Jeho dno tvoří žulové oblázky a štěrk. Průměrná hloubka toku je 50 cm, maximální hloubka 1 m. Průměrná šířka koryta činí 1,1 m. V toku převažují úseky tůní a tišin, peřejnaté úseky jsou vzácné. Okolí je porostlé smrkem ztepilým, borovicí klečí, třtinou chloupkatou, metličkou křivolakou, suchopýrem pochvatým a rašeliníkem. Zastínění toku je 45 %. Tok obývá pstruh obecný - forma potoční.

Prolovení a odběr vzorků vod byly prováděny na úseku ohraničeném souřadnicemi 50°50,895'N, 15°20,618'E / 50°50,849'N, 15°20,560'E (844m n. m.). Obr. 12.



Obr. 12: záběr lokality Fischhüttenfluss.

Jizerka (Jiz): pravostranný přítok Jizery pramenící na úpatí Černého vrchu. Dno je tvořeno rozsáhlými šterkovými lavicemi. Místy jsou přítomny oblázky a valouny. V horní části toku řeka protéká rašelinštěm Malá Jizerská louka. Při ústí do Jizery získává tok značný spád a ve vodopádech padá přes velké balvany. Průměrná hloubka toku je 60 cm a maximální hloubka 1,5 m. Průměrná šířka koryta činí 3 m. V horní části toku převažují úseky tůní a tišin, směrem k ústí pak přibývá peřejí a vodopádů. V okolí toku roste smrk ztepilý a pichlavý, borovice kleč, třtina chloupkatá, rašeliník a suchopýr pochvatý. Zastínění toku je 10 %. Tok obývá siven americký. Prolovení a odběr vzorků vod byly prováděny na úseku ohraničeném souřadnicemi 50°49,838'N, 15°19,570'E / 50°49,854'N, 15°19,486'E (866m n. m.). Obr. 13.



Obr. 13: záběr lokality Jizerka.

Příčná voda (LpJ): levostranný přítok Jizerky. Dno tvoří žulové oblázky a valouny. Průměrná hloubka toku je 20 cm, maximální je 50 cm. Průměrná šířka koryta činí 90 cm. V toku se střídají úseky tišin a peřejí. V sušších obdobích je tok fragmentován do podoby více či méně navazujících tůňek. Okolí porůstá smrk ztepilý a pichlavý, třtina chloupkatá, metlička křivolaká, rašeliník a ploník. Zastínění toku je 95 %. V toku nebyla zjištěna ichthyofauna. Místo pro odběr vzorků vod se nacházelo na souřadnicích 50°50,239'N, 15°18,920'E (883m n. m.). Obr. 14.



Obr. 14: záběr lokality Příčná voda.

2.2.2 Severní svahy

Tato oblast je typická výrazným převýšením. Severní a západní svahy Jizerských hor spadají strmě do údolí řeky Smědé, respektive Jeřice. Spád toků je zde velký. Vyjádřeno v poměru výškového rozdílu k délce toku, činí např. u Velkého Štolpichu 1:7 či u Smědé 1:11. Podloží je, stejně jako v případě náhorní plošiny, tvořeno granodioritem. Na území severních svahů se rozkládá výjimečně zachovaný porost acidofilních bučin s příměsí smrku ztepilého, jedle bělokoré, javoru klenu, javoru mléče (*A. platanoides*), břízy bělokoré, jeřábu ptačího, jilmu horského (*Ulmus glabra*), lípy velkolisté (*Tilia platyphyllos*) a lípy malolisté (*T. cordata*). Podrost potom tvoří metlička křivolaká, bika hajní (*Luzula luzuloides*), třtina rákosovitá (*C. arundinacea*), třtina chloupkatá, šťavel kyselý (*Oxalis acetosella*), borůvka, bukovinec osladičovitý (*Phegopteris connectilis*), papratka horská (*Athyrium distentifolium*), papratka samičí (*A. filix-femina*), žebrovice různolistá (*Blechnum spicant*), kaprad' rozložená (*Dryopteris dilatata*), kaprad' samec (*D. filix-mas*), mařinka vonná (*Gallium odoratum*), maliník (*Rubus idaeus*), pstroček dvoulistý (*Maianthemum bifolium*) a ploník.

Pro svou práci jsem vybral toky, jež spadají do povodí řek Smědé (severní svahy) a Jeřice (západní svahy).

V povodí Smědé (pramení pod vrcholem Jizery ve výšce 875 m n. m.) jsem pracoval na dvou tocích. Byly jimi:

Malý Štolpich (MŠt): levostranný přítok Velkého Štolpichu. Pramení mezi Olivetskou horou a Holubníkem ve výšce 830 m n. m. Dno tvoří žulové oblázky a valouny. V horní části toku je koryto balvanité s četnými vodopády. Průměrná hloubka toku činí 50 cm, maximální potom 1,1 m. Průměrná šířka koryta je 3 m. Tok má peřejnatý charakter s občasným výskytem rozsáhlých tůní. Porost v okolí toku tvoří buk lesní, jedle bělokorá a smrk ztepilý a pichlavý, dále se vyskytují metlička křivolaká, šřavel kyselý, borůvka a ploník. Zastínění toku je 70 %. Tok obývá pstruh obecný - forma potoční. Prolovení a odběr vzorků vod byly prováděny na úseku ohraničeném souřadnicemi 50°51,951'N, 15°10,183'E / 50°51,868'N, 15°10,238'E (440m n. m.). Obr. 15.



Obr. 15: záběr lokality Malý Štolpich.

Holubí potok (Hol): levostranný přítok Smědé. Ve své horní části protéká Šolcovým rybníkem (založen v 17. století, obnoven 1962, plocha 7 ha) a ve střední části je nově realizována revitalizace vodního toku v podobě ramen a tůní. Dno tvoří především organické sedimenty a štěrk. Průměrná hloubka toku je 40 cm, maximální hloubka v tůních 1,3 m. Průměrná šířka koryta činí 1,2 m. Tok vytváří úseky tůní různé velikosti, peřejnaté úseky jsou vzácné. Okolí toku je porostlé bukem lesním, olší lepkavou (*Alnus glutinosa*), smrkem ztepilým, topolem osikou (*Populus tremula*),

střemchou obecnou (*Padus avium*), krušinou olšovou (*Frangula alnus*) a vrbou (*Salix* sp.). Bylinné patro tvoří ostřice (*Carex* sp.), sítina, borůvka, bika hajní a ploník. Zastínění toku značně varíruje. V horní části, kde potok protéká lesními porosty, se zastínění blíží 100 %, naopak ve spodní části toku, kde jsou luční ekosystémy, dosahuje zastínění stěží 20 %. Tok je obýván pstruhem obecným - formou potoční, střevlí potoční, hrouzkem obecným, mřenkou mramorovanou a mihulí potoční. Prolovení a odběr vzorků vod byly prováděny na úseku ohraničeném souřadnicemi 50°53,549'N, 15°7,051'E / 50°53,515'N, 15°6,885'E (340m n. m.).
Obr. 16.



Obr. 16: záběr lokality Holubí potok v úseku u revitalizace.

V povodí Jeřice (pramení jihovýchodně od vrcholu Poledník ve výšce 815 m n. m.) jsem pracoval na jediném toku. Byla jím:

Malá Jeřice (MJe): levostranný přítok Jeřice. Pramení na severozápadním svahu Brda ve výšce 820 m n. m. Tok je téměř v celé své délce veden strouhou tvořenou žulovými kvádry. V korytě jsou četné stupně, pod nimiž byly uměle vytvořeny tůňe. Dno je tvořeno žulovým vyzdřením, místy (především těsně před ústím do Jeřice) se objevuje šterk. Průměrná hloubka toku činí 40 cm, maximální hloubka v tůních 1,1 m. Průměrná šířka koryta je 90 cm. V toku se střídají úseky rychle proudící vody (ve vyzdřeném vyrovnaném korytu) s úseky uměle vytvořených tůní (pod žulovými prahy). Porost v okolí toku tvoří olše lepkavá, vrba, lípa srdčitá, smrk ztepilý, bříza bělokorá, topol osika a buk lesní. Bylinné patro zastupuje borůvka, metlička křivolaká, kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), ostružiník křovitý (*Rubus fruticosus*), maliník, jahodník (*Fragaria sp.*) a ploník. Zastínění toku je 50 %. Tok obývá pstruh obecný - forma potoční. Prolovení a odběr vzorků vod byly prováděny na úseku ohraničeném souřadnicemi 50°50,545'N, 15°5,018'E / 50°50,466'N, 15°5,161'E (400m n. m.). Obr. 17.



Obr. 17: záběr lokality Malá Jeřice s patrnou regulací toku.

3. METODIKA

Výzkum ichthyofauny probíhal celkem na sedmnácti tocích na území CHKO Jizerské hory. Zastoupeny byly jednak toky z oblasti náhorní plošiny – povodí tří velkých přehradních nádrží (Bedřichov, Josefův Důl, Souš) a povodí Jizery a jednak toky z oblasti severních, respektive západních svahů Jizerských hor – povodí Smědé a Jeřice.

Terénní část práce byla rozvržena do šesti úseků tak, aby byla pokryta všechna období v průběhu roku a tím i možné změny fyzikálně-chemických charakteristik studovaných toků. Práce v terénu probíhaly v měsících březnu, květnu, červnu, červenci, září a říjnu roku 2008. Tyto termíny byly doplněny zimním odběrem (únor 2008) a několika dalšími daty, kdy byly prováděny pouze odběry vody.

3.1. Stanovení fyzikálně-chemických parametrů vod

V rámci komplexního výzkumu byla odebírána voda pro stanovení základních fyzikálně-chemických parametrů. Přímě na místě byly za pomoci terénního pH-metru WTW a Hanna orientačně stanoveny hodnoty pH, vodivost a teplota vody. Následně jsem provedl odběr vody do připravených lahví. Odebírané vzorky vody byly filtrovány přes síto se světlostí ok $40\mu\text{m}$, abych zajistil čistotu vzorků a odstranil organické nečistoty a mikroorganismy, které by mohly dále měnit chemismus odebraných vod.

Chemická zhodnocení odebraných vzorků vod byla prováděna v laboratoři Hydrobiologické stanice Univerzity Karlovy ve Velkém Pálenci u Blatné. Laborantka stanovila ve vodách vodivost, pH, alkalitu (kyselinovou neutralizační kapacitu) a koncentrace kationtů Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ a aniontů SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , F^- . Alkalita a pH dle Grana byly stanoveny na automatickém titrátoru TIM 900 od firmy Radiometer, specifická vodivost pak na konduktometru CDM210 od stejné firmy s vodivostní celou a s automatickou teplotní kompenzací při referenční teplotě $25\text{ }^\circ\text{C}$. Analýzy hlavních iontů byly provedeny na iontovém chromatografu s elektrochemickou supresí a vodivostní detekcí na kolonovém systému firmy Dionex.

Na lokalitě Černá Nisa byl prováděn detailní výzkum vlivu hliníku na žaberní aparát sivena amerického. Pro zjištění míry poškození žaber v závislosti na

koncentraci Al_i ve vodě bylo nutno tyto koncentrace stanovit. Z důvodu malého množství odběrů a nešťastné ztráty vzorků odebraných vod bylo přistoupeno k dovození těchto hodnot pomocí matematického modelování. Z dat pro roky 2004 - 2006 poskytnutých Mgr. Hanou Kalovou byla stanovena míra závislosti koncentrace hliníku na momentálním průtoku. Predikce koncentrací toxické frakce hliníku Al_i z dat o průtoku byla provedena pomocí logaritmu 2. řádu dle vzorce

$$y=187+(-30,2*\ln(q))+(-23,19*\ln(q)^2)$$

kde y = koncentrace Al_i a q = momentální průtok. Autorem tohoto vzorce je Mgr. Filip Oulehle, Ph.D., vědecký pracovník v oboru biogeochemie České geologické služby. Do zmíněného vzorce byly následně dosazeny hodnoty průtoků Černé Nisy s krokem měření 1 hodina z let 2005 – 2008 poskytnuté Ing. Alenou Kulasovou.

3.2. Odlovy ryb

Další činností v rámci terénní části práce bylo stanovování struktury rybích populací v jednotlivých tocích a v období tření (září a říjen) též odběr žaberní tkáň vybraných jedinců pro histologické analýzy poškození žaberního aparátu. Souběžně s těmito činnostmi prováděla druhá část výzkumné skupiny studium organismů, které tvoří potravu ryb, a v měsících září a říjnu odběr vzorků tkání ryb pro následné laboratorní analýzy přítomnosti kovových polutantů (Burdová, 2010).

V období 3.6.2008 - 24.10.2008 bylo provedeno 28 odlovů na 11 různých tocích, jimiž byly: Malý Štolpich, Holubí potok, Malá Jeřice, Černá Nisa, levostranný přítok Černé Nisy, Černá Desná, pravostranný přítok Černé Desné, Červený potok, Blatný potok, Fischhüttenfluss a Jizerka. Prolovení každé lokality probíhalo v podobě dvou po sobě jdoucích lovů. Poprvé byl úsek toku prostoupen lovnou četou a ulovené ryby umístěny do připravených průtočných košů. Po uplynutí jedné hodiny byl proveden druhý lov při němž jsme úsek prolovili znovu a vychytali tak většinu zbývajících ryb. Pravděpodobnost kompletního vylovení toku ve zvoleném úseku je při této metodě lovu cca 90 %. Ryby byly loveny pomocí bateriového tranzistorového agregátu (typ LENA; výstupní napětí a proud: 300 V; 6 A; frekvence pulzů: 50 – 95 Hz; Radovan Bednář, Olomouc, ČR). V případě větších

toků (Černá Nisa, Blatný potok, Černá Desná) a také v období tření, kdy je v toku přítomno velké množství ryb a existuje reálné nebezpečí relativně nižší úspěšnosti odlovu při použití bateriového agregátu, byl používán benzinový elektrický agregát Honda (výkon 2,0 kWh, Radovan Bednář, Olomouc, ČR). Doplňkové lovy pro účely stanovení míry poškození žaber a obsahu polutantů v tkáních byly prováděny pomocí elektrického agregátu, samotným podběrákem či na udici tak, aby byl lovený jedinec co možná nejméně stresován. Každá ulovená ryba byla určena do druhu. Všechny odlovené lososovité ryby jsme zvážili na závěsných pružinových váhách, změřili délku každé z nich a pokud to bylo možné, určili její pohlaví. Následně jsme rybu na základě tělesné délky zařadili do jedné ze čtyř věkových kategorií (0+, 1+, 2+, 3+) a provedli odběr šupin pro případ, že by bylo třeba správnost tohoto zařazení ověřit. Poté byly ryby vypouštěny zpět do toku s výjimkou jedinců usmrčených z důvodu shromažďování materiálu pro následné analýzy žaberních deformit a obsahu kovů v tkáních.

3.3. Odběry vzorků žaber a dalších tkání

22.10.2008 byly na Černé Nise (lokality B-3) – přítoku vodní nádrže Bedřichov – realizovány odběry žaberní tkáně sivena amerického pro účely zjištění deformit. Ryby byly odloveny buď pomocí elektrického agregátu (v případě tohoročků, velké části ryb věkové skupiny 1+ a ojedinělých případů ryb z vyšších věkových tříd) nebo pomocí samotného podběráku (část ryb z věkových skupin 1+ a 2+) či na udici (ryby z věkových skupin 2+ a 3+). Ulovené jedince jsme rozdělili do čtyř věkových skupin dle stáří (0+, 1+, 2+, 3+) z důvodu rozlišení různé míry zatížení polutanty.

Každá ryba byla zvážena na závěsných pružinových váhách a byla změřena její délka. Ryba jsme následně usmrtili a provedli odebrání části 2. žaberního oblouku z levé strany o velikosti alespoň 1 cm² (u tohoročků byl odebrán vždy celý žaberní oblouk) a vzorky následně fixovali v 10 % roztoku formaldehydu.

Pro související projekt (Burdová, 2010) byl také proveden odběr části svaloviny, jater, ledvin, gonád a žaber a tyto vzorky byly uchovány v tekutém dusíku a připraveny tak na laboratorní analýzu koncentrace kovů v tkáních.

3.4. Histologická analýza žaber

Vzorky žaber v 10 % roztoku formaldehydu byly odeslány do laboratoře prof. MVDr. Františka Tichého, CSc., z Ústavu anatomie, histologie a embryologie na Veterinární a farmaceutické univerzitě v Brně, kde byla provedena příprava preparátů pro následné histologické analýzy. Vzorky žaber byly odvodněny ve vzestupné ethanolové řadě (70 %, 95 %, 100 %), dále byly zality do parafínu a nařezány na 5 mikrometrů silné řezy. Po umístění na sklíčko byly preparáty deparafinizovány v xylenové lázni po dobu patnácti minut a následně obarveny histologickým barvením hematoxylin-eosin.

Připravené preparáty jsem pod vedením doc. MVDr. Ladislava Grocha, CSc., za pomoci světelného mikroskopu vyhodnocoval v Ústavu veřejného veterinárního lékařství a toxikologie Veterinární a farmaceutické univerzity v Brně. Následně jsem na Katedře zoologie PřF UK pořídil fotografické snímky vyhodnocovaných vzorků při čtyřicetinásobném zvětšení.

3.5. Stanovení doby vykulení plůdku a hranice toxicity Al_3

Pro určení míry vlivu toxické frakce hliníku na ryby z jednotlivých věkových kategorií bylo třeba stanovit dobu, kdy došlo k vykulení plůdku. Klimánek (2007) udává, že siven americký potřebuje k vykulení 520 denních stupňů. To znamená, že při průměrné teplotě vody 1 °C je zapotřebí 520 dnů od oplodnění, aby mohlo dojít k vykulení plůdku. Tento fakt jsem konfrontoval s daty poskytnutými Ing. Kulasovou, jež obsahovala údaje o teplotě vody. Pomocí této metody jsem získal výslednou dobu vykulení plůdku, která se v případě všech čtyř věkových kategorií sivena pohybovala kolem 1. března. Tento den jsem tedy stanovil jako datum, kdy došlo k vykulení plůdku a od tohoto data jsem zahajoval počítání celkového počtu hodin, po které byla ryba spadající do té které věkové kategorie vystavena působení nízkých hodnot pH a s nimi spojených vysokých koncentrací toxické frakce hliníku.

Pro potřeby posouzení vlivu toxické frakce hliníku na morfologii žaberního aparátu sivena bylo třeba stanovit její hraniční koncentraci. Dosáhne-li koncentrace Al_3 ve vodě této hodnoty, dají se pozorovat změny kondice sivena a dochází ke vzniku žaberních deformit. Snaha zjistit tuto hodnotu z literatury nebyla úspěšná.

Většina prací, jež se zabývají vlivem hliníku na stav žaber sivena, byla prováděna v laboratorních podmínkách. Tyto podmínky byly pokaždé velmi rozdílné a použít takto získané hodnoty pro interpretaci mých výsledků, získaných na základě vzorků, jejichž sběr probíhal v terénu, nebylo možné. Z tohoto důvodu jsem po konzultacích s prof. MVDr. Zdeňkou Svobodovou, DrSc., a RNDr. Jakubem Hruškou, CSc., a na základě sumarizace koncentrací Al_i v toku Černá Nisa dospěl k závěru stanovit hraniční koncentraci taxativně na hodnotu $150\mu g/l$. Toto číslo tedy nemůže být chápáno jako ověřená hodnota pro lokalitu B-3, ale pouze jako orientační údaj, jenž se pravděpodobně blíží realitě. Pokud byla touto volbou zanesena do mé práce chyba, pak je tato chyba stejná u zhodnocení vlivu Al_i pro všechny věkové kategorie sivena a tyto tedy spolu mohou být srovnávány.

Práci jsem napsal na počítači v programu MS Word 2002; pro zpracování číselných údajů a vytvoření grafů byl použit program MS Excel 2002.

4. VÝSLEDKY

4.1. Výsledky odlovů ryb

V období 3.6.2008 - 24.10.2008 bylo provedeno 15 odlovů ryb na 11 různých tocích. Byly jimi: Malý Štolpich, Holubí potok, Malá Jeřice, Černá Nisa, levostranný přítok Černé Nisy, Černá Desná, pravostranný přítok Černé Desné, Červený potok, Blatný potok, Fischhüttenfluss a Jizerka. Prolovení každé lokality bylo provedeno v podobě dvou po sobě jdoucích lovů.

Celkem bylo v rámci projektu uloveno 974 kusů ryb. 668 kusů tvořil siven americký, 121 kusů pstruh obecný, 181 kusů střevele potoční, 3 kusy hrouzek obecný a 1 kus mřenka mramorovaná. Na lokalitě Holubí potok byla rovněž ulovena jedna mihule potoční ve stadiu minohy. Výsledky odlovů shrnuje tabulka 1.

Tab. 1. Přehled odlovů v období 3.6. – 24.10.2008. V tabulce je sumarizován počet odlovených ryb a v případech, kdy to bylo možné, je zaznamenán též počet určených samců/samic v celkovém úlovku. Použité zkratky: Sf=siven americký, St=pstruh obecný, Pp=střevele potoční, Gg=hrouzek obecný, Bb=mřenka mramorovaná, Lp=mihule potoční

Tok	Datum odlovu	Odlovené druhy ryb – počet jedinců					
		Sf	St	Pp	Gg	Bb	Lp
MŠt	3.6.	-	14	-	-	-	-
Hol	3.6.	-	3	42 (6♂/17♀)	3	1	1
MJe	4.6.	-	10	-	-	-	-
B-3	4.6.	15	-	117 (113♂/4♀)	-	-	-
B-3	16.9.	20 (7♂/7♀)	-	-	-	-	-
B-3	17.9.	18 (9♂/1♀)	-	-	-	-	-
MJe	9.10.	-	4 (2♂/1♀)	-	-	-	-
RLo	9.10.	-	11	-	-	-	-
Jiz	9.10.	5 (2♂)	-	-	-	-	-
B-2	22.10.	33 (11♂/3♀)	-	-	-	-	-
B-3	22.10.	152 (51♂/32♀)	-	22	-	-	-
S-3	23.10.	336 (28♂/30♀)	41 (4♂)	-	-	-	-
S-2	23.10.	36 (4♂)	38 (1♂)	-	-	-	-
JD-4	24.10.	26 (6♂/2♀)	-	-	-	-	-
JD-5	24.10.	27 (2♂/5♀)	-	-	-	-	-

4.1.1. Složení ichtyofauny ve vodních nádržích a jejich povodích

Dominantním druhem na území Jizerských hor je v současné době siven americký (*Salvelinus fontinalis*). Zjištění učiněná na základě odlovů v době tření – tj. 22. - 24.10.2008 potvrdila, že se siven ve všech třech sledovaných nádržích pravidelně rozmnožuje. Zároveň je však možné pozorovat určitou tendenci k poklesu početnosti třecího hejna, kterou bylo možné zaznamenat již v roce 2007 (Švátora – ústní sdělení).

Kromě sivena amerického se v nádržích Bedřichov a Josefův Důl vyskytuje střevele potoční (*Phoxinus phoxinus*), která sem byla vysazena koncem 90. let. 20. století. V obou nádržích tento druh v současné době dosahuje vysokých početností. V přítocích vodní nádrže Bedřichov byly v roce 2008 pozorovány tři periody tření střevele potoční v přítoku Černá Nisa (v měsících červnu, červenci a srpnu), v přítocích vodní nádrže Josefův Důl však byla v roce 2008 přítomna střevele v přítocích jen sporadicky. V průběhu celého roku, s výjimkou tření, se střevele zdržují v nádržích.

Posledním druhem, který se v současnosti vyskytuje pouze ve vodní nádrži Souš a jejím povodí, je pstruh obecný forma potoční (*Salmo trutta m. fario*). Tento druh byl do nádrže vysazen Povodím Labe, s.p., v roce 2006. Již v prvním roce po vysazení (podzim 2007) se podařilo zaznamenat vysoké procento pstruha v celkovém množství odlovených tohoročků v přítocích (až kolem 40 %). V roce 2008 dosáhl podíl pstruha v úlovcích tohoročků 26,7 %, v celkovém odlovu pak pstruh tvořil 31,9 %.

Tabulka 2. shrnuje odlovy prováděné na třech velkých vodních nádržích v období tření lososovitých ryb, kdy se na lokalitách nevyskytovaly jiné druhy než siven, respektive pstruh. U každé z lokalit je uveden úsek, kde byl lov prováděn, a druhy, které se podařilo odlovit. U každého druhu je dále uveden celkový počet ulovených jedinců a v případě, že to bylo možné určit, je zaznamenán i počet samců a samic v úlovku. Poslední sloupec tabulky udává počty jedinců rozřazené dle věku do čtyř věkových kategorií.

Tab. 2. Přehled odlovů v období 22.-24.10.2008 - třetí hejna.

datum 2008	tok	úsek toku	druh	počet ryb, pohlaví	věkové složení	
22.10.	B-2	nad mostkem	siven	31 (10♂/4♀)	0+ (12)	
					1+ (9)	
					2+ (6)	
					3+ (4)	
	B-3	u lávky	siven	33 (11♂/5♀)	0+ (10)	
					1+ (10)	
					2+ (6)	
					3+ (7)	
		spodní úsek	siven	35 (17♂/8♀)	0+ (5)	
					1+ (5)	
					2+ (6)	
					3+ (20)	
		u limnigrafu	siven	69 (19♂/10♀)	0+ (30)	
					1+ (28)	
					2+ (4)	
					3+ (7)	
vodní nádrž – na udici	siven	15 (4♂/9♀)	0+ (-)			
			1+ (-)			
			2+ (1)			
			3+ (13)			
23.10.	S-3	spodní úsek	siven	201 (14♂/26♀)	0+ (116)	
					1+ (56)	
					2+ (3)	
					3+ (26)	
		u limnigrafu	siven	135 (14♂/4♀)	0+ (89)	
					1+ (34)	
			pstruh		41 (4♂)	2+ (7)
						3+ (5)
	S-2	nad soutokem	siven	36 (4♂)	0+ (8)	
					1+ (30)	
			pstruh		38 (1♂)	2+ (1)
						3+ (2)
		nad soutokem	siven	36 (4♂)	0+ (30)	
					1+ (5)	
pstruh	38 (1♂)		2+ (1)			
			3+ (-)			
24.10.	JD-5	u posedu	siven	27 (2♂/5♀)	0+ (16)	
					1+ (4)	
					2+ (-)	
					3+ (7)	
	JD-4	pod rybím přechodem	siven	26 (6♂/2♀)	0+ (9)	
					1+ (9)	
					2+ (2)	
					3+ (6)	

4.1.2. Věková struktura populací sivena ve vybraných tocích

Výskyt sivena amerického byl zaznamenán v sedmi zkoumaných tocích v oblasti náhorní plošiny. Byly jimi přítoky vodní nádrže Bedřichov – levostranný přítok Černé Nisy a Černá Nisa, přítoky vodní nádrže Josefův Důl – Blatný a Červený potok, přítoky vodní nádrže Souš – pravostranný přítok Černé Desné a Černá Desná a dále tok Jizerka, který stojí mimo povodí velkých vodních nádrží.

Odlovené ryby jsme na základě délky těla zařadili do jedné ze čtyř věkových tříd, což nám poskytlo představu o věkové struktuře a stabilitě jednotlivých populací. Výsledky tohoto třídění shrnuje tabulka 3.

Tab. 3. Věková struktura populací sivena amerického v tocích náhorní plošiny. Pro každý tok je v konkrétním období, kdy byl prováděn lov, uvedeno procentuální zastoupení věkových kategorií v celkovém počtu odlovených sivenů.

Lokalita	Datum	Zastoupení věkových tříd [%]			
		0+	1+	2+	3+
Jiz	9.10.2008	40	-	40	20
B-2	22.10.2008	30,3	30,3	18,2	21,2
B-3	4.6.2008	66,7	26,7	6,6	-
	16.9.2008	15	60	20	5
	17.9.2008	44	-	-	56
	22.10.2008	29,6	28,3	11,2	30,9
JD-4	24.10.2008	34,6	34,6	7,8	23
JD-5	24.10.2008	59,3	14,8	-	25,9
S-2	23.10.2008	83,3	13,9	2,8	-
S-3	23.10.2008	61	26,8	3	9,2

4.2. Výsledky analýz fyzikálně-chemických parametrů vod

Z dat získaných pomocí chemických rozborů z odebraných vzorků vod byly pro každý z toků vypočteny průměrné hodnoty reprezentující stav chemismu toku v průběhu odběrové sezóny. Celkový počet odběrů se u jednotlivých toků lišil. Důvodem tohoto rozdílu byly aktuální podmínky v terénu, neboť výška sněhové pokrývky či zamrznutí toku mnohdy nedovolovaly provést odběr v jarním období. Na jednotlivých tocích bylo realizováno následující množství odběrů:

B-2 (13 odběrů), B-3 (14 odběrů), B-4 (12 odběrů), JD-1 (9 odběrů), JD-2 (10 odběrů), JD-3 (11 odběrů), JD-4 (11 odběrů), JD-5 (7 odběrů), S-2 (9 odběrů), S-3 (9 odběrů), Jiz (6 odběrů), LpJ (5 odběrů), RLo (6 odběrů), Kra (6 odběrů), MJe (8 odběrů), Hol (7 odběrů), MŠt (8 odběrů).

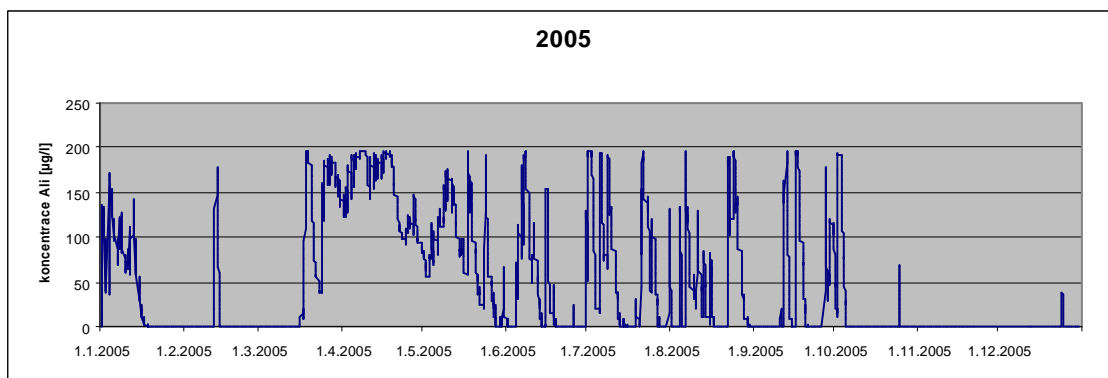
Tab. 4. Průměrné a krajní hodnoty pH a průměrné hodnoty alkality a vodivosti. Získáno pomocí laboratorních analýz odebraných vzorků vod ze zkoumaných toků.

tok	pH	pH min.	pH max.	Alkalita [$\mu\text{ek/l}$]	Vodivost [$\mu\text{S/cm}$] (25 °C)
B-2	6,40	5,72	6,68	145,74	75,28
B-3	6,34	5,57	6,73	97,22	61,06
B-4	6,01	5,21	6,44	53,33	54,39
JD-1	5,74	4,77	6,45	14,03	55,89
JD-2	5,69	4,75	6,18	8,02	38,44
JD-3	5,99	4,90	6,55	25,40	41,86
JD-4	6,62	6,16	6,82	106,57	64,06
JD-5	6,25	5,72	6,57	72,44	67,77
S-2	6,50	6,15	6,71	101,50	57,38
S-3	6,33	5,22	6,73	73,73	31,99
Jiz	6,39	5,96	6,74	80,97	35,35
LpJ	6,43	5,32	6,93	115,73	37,76
RLo	6,19	5,61	6,67	66,54	43,17
Kra	6,15	4,98	6,83	117,61	46,23
MJe	6,46	6,13	6,72	104,67	84,71
Hol	6,71	6,28	7,00	242,12	33,02
MŠt	6,04	5,27	6,37	34,88	61,56

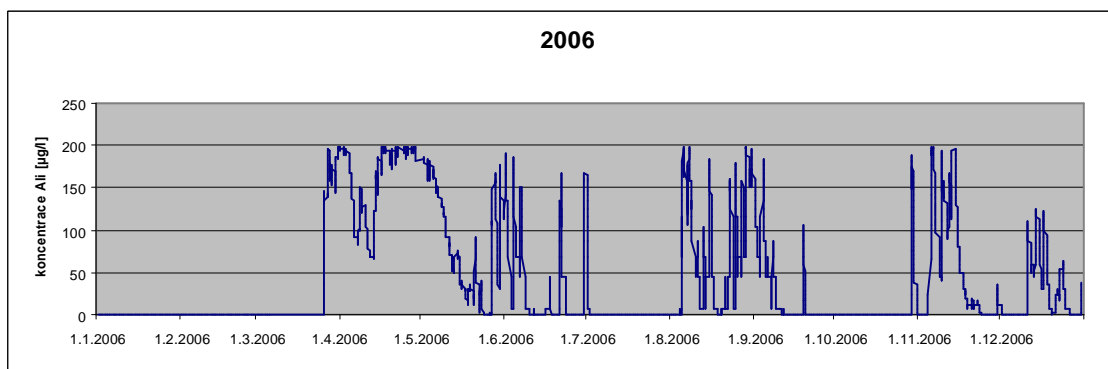
4.3. Predikce koncentrací Al_i

Na základě dat o průtocích na lokalitě B-3, která mi byla poskytnuta Ing. Alenou Kulasovou, byly pomocí matematického modelu stanoveny pravděpodobné koncentrace toxické frakce hliníku. Stanovení byla provedena pro roky 2005, 2006, 2007 a 2008 z toho důvodu, aby jejich rozsah kompletně pokrýval dobu, po kterou se námi odlovené ryby v tocích reálně vyskytovaly. Klíčovou pro určení rozsahu využitých dat byla tedy věková kategorie 3+, u níž jsem stanovil věk 3 - 4 roky. Maximálně po tuto dobu se tedy zkoumané ryby nacházely v prostředí toku a mohly být vystaveny působení toxické frakce hliníku Al_i .

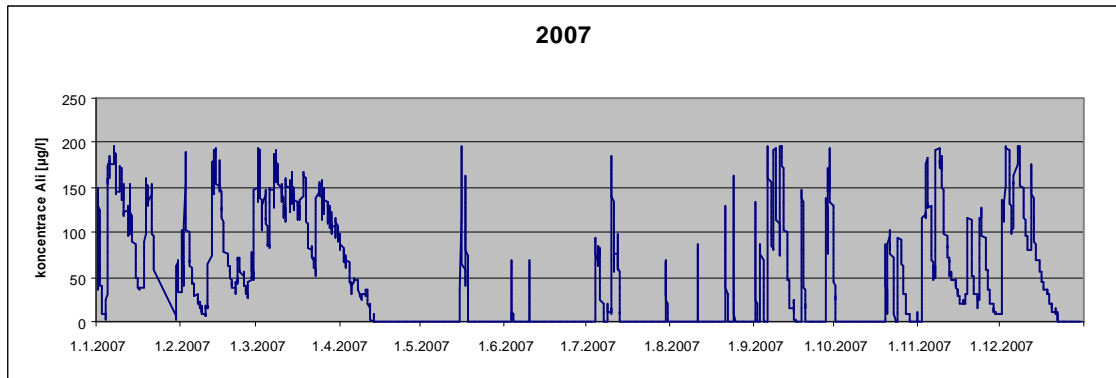
Vypočítanými hodnotami tedy byly koncentrace toxické frakce hliníku na lokalitě zaznamenané s hodinovým krokem. Na základě těchto hodnot jsem potom vytvořil grafy dokumentující fluktuace koncentrací Al_i v průběhu jednotlivých let, jak ukazují obr. 18-21.



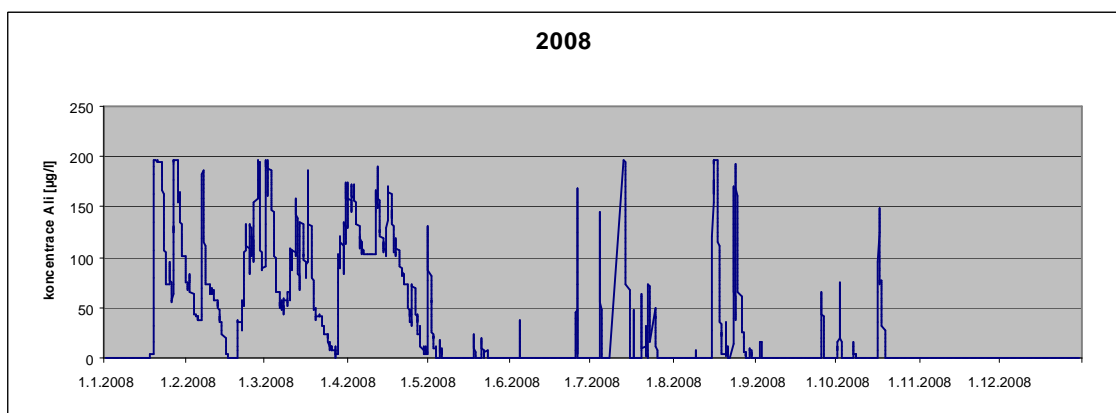
Obr. 18. Predikce koncentrace Al_i na lokalitě B-3 v roce 2005



Obr. 19. Predikce koncentrace Al_i na lokalitě B-3 v roce 2006



Obr. 20. Predikce koncentrace Al_I na lokalitě B-3 v roce 2007



Obr. 21. Predikce koncentrace Al_I na lokalitě B-3 v roce 2008. Podoba grafu je ovlivněna absencí dat z doby po 22.10.2008 (termín odchyty studovaných ryb).

4.4. Vysoké koncentrace Al_i a doba expozice ryb

Na základě dovození koncentrací Al_i na lokalitě Černá Nisa v hodinovém kroku po dobu čtyř předcházejících let jsem se pokusil spočítat celkovou (vyjádřeno v počtu absolvovaných hodin) zátěž, které byly ryby vystaveny od okamžiku vykulení plůdku až do dne, kdy byly odchyceny (22.10.2008). Použil jsem filtrování podle věkových skupin. Počátkem odečítání jednotlivých acidifikačních epizod pro danou věkovou skupinu bylo jednotně určeno datum 1.3. příslušného roku, tedy přibližná doba vykulení plůdku. Tabulky 5 a 6 shrnují celkový počet hodin, kdy byla v toku koncentrace Al_i vyšší nebo rovna $150\mu g/l$ a kdy byly ryby té které věkové kategorie působení nepříznivých podmínek vystaveny. Je proto logické, že počet absolvovaných hodin, kdy koncentrace Al_i přesahovala hodnotu $150\mu g/l$ stoupá od 0+ ke 3+, neboť ryby z nejvyšší věkové kategorie nutně musely těchto hodin absolvovat nejvíce.

Tab. 5. Celkový počet hodin s podmínkami koncentrace Al_i vyšší nebo rovnou $150\mu g/l$ v jednotlivých letech

rok	počet hodin $Al_i \geq 150\mu g/l$
2005	983
2006	1220
2007	677
2008	318

Tab. 6. Celkový počet hodin s podmínkami koncentrace Al_i vyšší nebo rovnou $150\mu g/l$, jež za svůj život absolvovaly ryby studovaných věkových kategorií

věková kategorie	počet hodin $Al_i \geq 150\mu g/l$
0+	318
1+	995
2+	2215
3+	3198

4.5. Výsledky histologických analýz žaber sivena amerického

Histologické analýzy žaber sivena amerického, jenž byl odchycen v období tření na lokalitě Černá Nisa, přinesly následující výsledky.

Celkem bylo podrobena analýzám 39 vzorků odebraných z žaber ryb čtyř věkových kategorií. V 84,62 % vzorků (33 jedinců) rovnoměrně napříč věkovými kategoriemi byla zaznamenána hyperemie žaberního aparátu. Dalším histopatologickým nálezem byly angiektasie (23,08 % vzorků – 9 jedinců), jejichž výskyt byl nejčastější u ryb z věkové kategorie 2+ . Dále byl zaznamenán výstup erytrocytů do prostoru mezi žaberními lupínky, jenž byl také nejčastější u ryb z věkové kategorie 2+ (celkem 15,38 % vzorků – 6 jedinců). Kongesce kapilár pak byla pozorována pouze u jedinců z věkové kategorie 1+ (celkem 5,13 % vzorků – 2 jedinci). Dále byla pozorována výrazná aktivace „chloride cells“ u jednoho jedince z věkové skupiny 1+, tedy 2,56 % vzorků a u jednoho jedince z věkové kategorie 3+ byla zjištěna deskvamace žaberního epitelu (2,56 % vzorků). U 56,41 % vzorků (22 jedinců) rovnoměrně napříč věkovými kategoriemi byla v prostoru mezi žaberními lupínky pozorována přítomnost blíže neurčených buněk, jež jsou pravděpodobně nezralými elementy krevní řady. V případě čtyř jedinců (tří z věkové kategorie 0+ a jednoho z věkové kategorie 1+), tedy 10,26 % vzorků, nebyly pozorovány žádné změny na žaberním aparátu. Poměrné zastoupení jednotlivých typů poškození zaznamenává tabulka 7. Výsledky histologických analýz žaber shrnuje tabulka 8.

Tab. 7. Výčet histopatologických nálezů učiněných u sivenů odlovených na lokalitě B-3 a jejich procentuální zastoupení v rámci jednotlivých věkových kategorií. Použité zkratky: H=hyperemie, A=angiektasie, E=výstup erytrocytů mezi žaberní lupínky, K=kongesce kapilár, Ch=aktivace chloride cells, D=deskvamace dýchacího epitelu, N=přítomnost blíže neurčených buněk, ×=negativní histopatologický nález

věková kategorie	histopatologický nález a jeho zastoupení v rámci věkové kategorie [%]							
	H	A	E	K	Ch	D	N	×
0+	62,5	12,5	-	-	-	-	50	37,5
1+	70	20	10	20	10	-	70	10
2+	100	44,4	44,4	-	-	-	55,5	-
3+	100	16,6	8,3	-	-	8,3	50	-

Tab. 8. Výsledky histologických analýz žaber sivena amerického z lokality B-3.

číslo vzorku	věková kategorie	histopatologický nález
1	0+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
2	0+	bez histopatologických změn
3	0+	bez histopatologických změn
4	0+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
5	0+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
6	0+	bez histopatologických změn
7	0+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
8	0+	hyperemie, kapilární ektázie na lupíncích
9	1+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
10	1+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
11	1+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
12	1+	bez histopatologických změn
13	1+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
14	1+	kongesce kapilár lupínků, místy výskyt nápadně velkých ektázií
15	1+	kongesce kapilár lupínků, velké ektázie, mezi lupínky výskyt nezralých elementů krevní řady, aktivace „chloride cells“ na bázi lupínků
16	1+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
17	1+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
18	1+	hyperemie, výstup erytrocytů mezi lupínky
19	2+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
20	2+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
21	2+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
22	2+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
23	2+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
24	2+	hyperemie, ojedinělý výskyt angioektázií, výstup erytrocytů mezi lupínky
25	2+	hyperemie, ojedinělý výskyt angioektázií, výstup erytrocytů mezi lupínky
26	2+	hyperemie, ojedinělý výskyt angioektázií, výstup erytrocytů mezi lupínky
27	2+	hyperemie, ojedinělý výskyt angioektázií, výstup erytrocytů mezi lupínky
28	3+	hyperemie, kapilární ektázie na vrcholcích lupínků
29	3+	hyperemie, ojedinělé angioektázie
30	3+	hyperemie
31	3+	hyperemie, na ojedinělých lupíncích deskvamace respiračního epitelu
32	3+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
33	3+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
34	3+	hyperemie
35	3+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
36	3+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
37	3+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
38	3+	hyperemie, výskyt nezralých krevních elementů mezi lupínky
39	3+	hyperemie, výstup erytrocytů mezi lupínky

5. DISKUSE

5.1. Zhodnocení struktury rybích populací

Ve sledovaných tocích bylo přítomno celkem pět druhů ryb a ojedinělý nález tvořila mihule potoční v larválním stadiu. Zastoupení druhů se lišilo v rámci lokalit. Značné rozdíly byly patrné mezi oblastí severního, respektive severozápadního podhůří Jizerských hor a oblastí náhorní plošiny. Důvodů zjištěné diverzity může být několik: jedná se především o různou kvalitu vody z hlediska chemismu (s důrazem na pH a obsahu toxické frakce hliníku), dále rozdílnost v dostupnosti živin v toku a v neposlední řadě rovněž o nejednotnou environmentální historii lokalit a úroveň rybářského managementu. Všechny tyto faktory zásadním způsobem ovlivňují strukturu ichthyofauny v jednotlivých tocích. V následující části se budu blíže věnovat situaci ve studovaných vodotečích.

5.1.1. Oblast podhůří

Holubí potok (Hol)

Největší množství druhů bylo v rámci mého výzkumu zaznamenáno na lokalitě Holubí potok na severní straně hor. Byl zde prokázán výskyt pstruha potočního, střevle potoční, hrouzka obecného, mřenky mramorované a mihule potoční. Toto na zdejší poměry nezvykle vysoké zastoupení druhů je pravděpodobně zapříčiněno specifickou lokalizací Holubího potoka. Tento tok totiž protéká značně eutrofizovaným Šolcovým rybníkem, který se nachází cca 1 kilometr proti proudu nad lovným profilem, takže ve vodě není nouze o živiny a případné náhlé změny chemismu vody mohou být do značné míry kompenzovány právě přítomností větší vodní plochy nad sledovanou lokalitou. Průměrná hodnota pH na studovaném toku činí na základě našich výzkumů 6,71 a fluktuace pH jsou v průběhu roku jen velmi malé. Nejnižší námi naměřenou hodnotou bylo 6,28, nejvyšší pak 7,00. Rybí obsádka proto není stresována náhlými změnami chemismu vod a podmínky na lokalitě jsou přijatelné i pro druhy citlivé na extrémní hodnoty pH a změny chemismu s tím spojené.

Na základě výzkumů z let 2002, 2005 a 2006 (Švátora 2004, 2005, 2006) víme, že se v toku nalézaly stabilní populace pstruha potočního a střevle potoční. Vzhledem k tomu, že zde tyto druhy byly pravidelně dokladovány, lze předpokládat (s ohledem na charakter toku a úroveň rybářského managementu) existenci pravidelně se rozmnožujících populací.

Vyjma odlovů v roce 2006 byl zaznamenán rovněž výskyt mřenky mramorované. Všechny tyto druhy byly mými odlovy na lokalitě potvrzeny. Švátora (2006) dále uvádí ulovení tří jedinců mihule potoční ve stadiu minohy. Její výskyt jsem potvrdil nálezem jednoho jedince mihule taktéž v larválním stadiu. V letech 2002 a 2005 uvádí Švátora (2004, 2005) ojedinělé nálezy (vždy po jenom jedinci) karase obecného, respektive stříbřitého. Výskyt těchto druhů není pro danou lokalitu typický a jejich přítomnost zde si lze vysvětlit zavlečením ze Šolcova rybníka nacházejícího se v horním úseku toku.

Malý Štolpich (MŠt)

Na lokalitě Malý Štolpich byla zjištěna přítomnost pstruha potočního. Jiné druhy ryb nebyly na lokalitě pozorovány. Příčinou tohoto stavu jsou jednak managementová opatření ze strany místní rybářské organizace a dále fakt, že tok se oproti ostatním z oblasti podhůří vyznačuje relativně nízkými hodnotami pH. Námi zjištěný průměr zde činí 6,04, přičemž nejnižší naměřená hodnota pH byla 5,27 (období jarního tání) a nejvyšší 6,37. Dlouhodobě nízké hodnoty pH (ve srovnání s ostatními toky v podhůří) spojené s jeho kolísáním jsou důvodem, proč se v toku vyskytuje pouze pstruh a nedochází k šíření jiných druhů ryb.

Stejná zjištění učinili Švátora (2002, 2006), Sychrová (2004, 2005 – ústní sdělení) a Petřivalský (2007). Pstruh v těchto vodách tvoří životaschopnou, pravidelně se rozmnožující populaci, o čemž svědčí zastoupení všech věkových kategorií mezi odlovenými rybami. Zdejší populace pstruha může díky relativně vysoké migrační průchodnosti toku snadno komunikovat se zdrojovou populací v řece Smědé, do níž Malý Štolpich po soutoku s Velkým Štolpichem ústí.

Níže po toku Malého Štolpichu (již mimo sledovanou lokalitu) jsme zaznamenali také výskyt mihule potoční. Tento fakt byl potvrzen též Sychrovou (2004, 2005 - ústní sdělení) a Petřivalským (2007). Výskyt mihule je zde podmíněn přítomností tišin a meandrů s dostatečným množstvím organických naplavenin a také snadnou migrační průchodností toku.

Malá Jeřice (MJe)

Malá Jeřice je další z lokalit v oblasti severozápadních svahů hor, kde byla zaznamenána přítomnost pstruha potočního. Pstruh v tomto toku úspěšně přežívá a rozmnožuje se. Většina populace pstruha byla na lokalitě Malá Jeřice v půli roku 2008 odlovena Místním rybářským svazem a přesazena do jiných toků.

Švátora (2002, 2003), Sychrová (2004, 2005 – ústní sdělení) a Petřivalský (2007) uvádějí, že se v toku kromě pstruha vyskytoval rovněž siven americký. Můj výzkum však přítomnost tohoto druhu v toku neprokázal. Důvody absence sivena na lokalitě je potřeba hledat v dlouhodobém rybářském managementu v jehož rámci v minulosti došlo k opakovanému prolovení toku zástupci Místní organizace Českého rybářského svazu a všichni jedinci sivena byli z toku odebráni a přesunuti do jiných vodotečí. Dalším faktorem, jenž měl vliv na populaci sivena ve zmiňovaném toku, je konkurence pstruha, jenž zde našel optimální podmínky pro přežívání a v dlouhodobém horizontu v této kompetici vítězí a sivena vytlačuje. Podmínky v toku jsou dle našich zjištění pro výskyt pstruha vhodné. Průměrná hodnota pH vody činila dle našich výsledků 6,46 a ani v jarním období tání nekleslo pH pod hranici šesti bodů (konkrétně 6,13). Naproti tomu nejvyšší zaznamenaná hodnota byla 6,72, takže v toku nedochází k výraznějšímu kolísání pH a ryby tudíž nejsou náhlými výkyvy chemismu stresovány.

5.1.2. Oblast náhorní plošiny

Černá Nisa (B-3) a její levostranný přítok (B-2)

Ichthyofaunu náhorní plošiny Jizerských hor tvoří pouhé tři druhy. V Černé Nise (B-3) a jejím levostranném přítoku (B-2) byla zaznamenána stabilní populace sivena amerického a střevle potoční. Přítomnost silné populace sivena potvrzují na obou lokalitách i Šanda (1999) a Sychrová (2003). Petřivalský (2007) zmiňuje přítomnost sivena i střevle. V poslední dekádě (a můj průzkum to potvrzuje) bylo na lokalitě každoročně pozorováno rozmnožování jak sivena, tak i střevle (Švátora - ústní sdělení). Populace obou těchto druhů mají těžiště svého výskytu ve vodní nádrži Bedřichov (cca 300 metrů po proudu od sledované lokality) a do sledovaných toků migrují především v období tření. Výskyt těchto druhů (s převahou sivena) na sledovaných lokalitách byl však zaznamenán i mimo třecí období.

Přehradní nádrž Bedřichov slouží sivenovi a střevli také jako vhodné útočiště při náhlých acidifikačních epizodách. V té době se totiž ryby stahují do nádrže, kde nejsou výkyvy pH a s tím spojených koncentrací toxické frakce hliníku tak dramatické jako v přítocích.

Oba toky jsou si z hlediska fyzikálně-chemických parametrů vody značně podobné. Naše měření ukazují, že na Černé Nise, respektive jejím přítoku, se průměrné hodnoty pH pohybují kolem 6,34 (s nejnižší zaznamenanou hodnotou 5,57 a nejvyšší 6,73) respektive 6,40 (s nejnižší zaznamenanou hodnotou 5,72 a nejvyšší 6,68). V průběhu jarního tání pH toku klesá a zaznamenána byla údajně i hodnota 4,08 (Švátora - ústní sdělení). Otázkou však je důvěryhodnost tohoto údaje, protože měření bylo prováděno *in situ* a není tudíž možné vyloučit, že měření nebyla přesná. Je ovšem velmi pravděpodobné, že v období tání sněhu klesají hodnoty pH až pod hranici pěti bodů a proto ani Švátorem uváděná hranice nemusí být nereálná.

Siven byl v našem podzimním odlovu zastoupen na lokalitě B-2 věkovými kategoriemi 0+ (30,3 %), 1+ (30,3 %), 2+ (18,2 %) a 3+ (21,2 %). Na lokalitě B-3 byl siven zastoupen kategoriemi 0+ (29,6 %), 1+ (28,3 %), 2+ (11,2 %) a 3+ (30,9 %). Uvedené zastoupení jednotlivých věkových kategorií v obou tocích je velmi podobné a tudíž pravděpodobnost, že by byl jeden z toků preferován určitou věkovou kategorií ryb, je minimální. K oběma lokalitám se tedy z hlediska studia populací dá přistupovat jako k jediné. Spojení těchto dvou lokalit v jeden celek provedl pro potřeby své práce i Šanda (1999). Uvádí, že v letech 1995 až 1997 byly na lokalitě zastoupeny všechny čtyři věkové kategorie, přičemž největší početnost vykazovala věková kategorie 2+ (většinou více než polovina odlovených ryb). Stejně tomu pak bylo i v roce 1998 jen s tím rozdílem, že ryby věkové kategorie 3+ nebyly v toku zaznamenány. Při porovnání těchto skutečností s mými výsledky je patrná změna situace směrem k proporcčně podobnému zastoupení všech čtyř věkových kategorií.

Ve vodní nádrži Bedřichov byl v minulých letech vysazen pstruh a následně i několikrát odchycen v toku Černá Nisa (Krupička – ústní sdělení). Naše odlovy však přítomnost tohoto druhu neprokázaly. Důvodem je pravděpodobně fakt, že siven americký tvoří na lokalitě velmi silnou a konkurenceschopnou populaci a tudíž není v současné době přežívání pstruha v Černé Nise možné. Dalším důvodem může být značný pokles pH v období jarního tání (dle Švátory - ústní sdělení - až k hranici čtyř bodů), což jsou podmínky, v nichž pstruh není schopen dlouhodobě přežívat. Proto

ani nejsou ze strany Místní organizace Českého rybářského svazu činěny snahy o jeho reintrodukci na lokalitu.

Druhý přítok vodní nádrže Bedřichov (B-4)

Na druhém přítoku vodní nádrže Bedřichov nebyla zjištěna přítomnost ryb. Šanda (1999) však zmiňuje výskyt sivena v úseku od ústí toku do nádrže až po mostek na lesní komunikaci. Příčinou současné absence ichthyofauny je pravděpodobně fakt, že se jedná o malý tok, jenž se v období déletrvajících sucha vyznačuje velmi nízkou vodnatostí a dochází k jeho fragmentování do podoby víceméně izolovaných velmi mělkých tůňek. Po celé délce toku se také nachází velké množství terénních překážek, jež znemožňují účinnou migraci ryb. V porovnání se stavem v letech 1997 a 1998, kdy Šanda na lokalitě působil, navíc výrazně vzrostlo zastínění a celkový zárůst toku. Opad z okolní vegetace tak nadále zvyšuje zanášení koryta a dochází k nárůstu migračních barier.

Další příčinou absence ichthyofauny ve studovaném toku je s největší pravděpodobností skutečnost, že ze všech tří vodotečí spadajících do povodí vodní nádrže Bedřichov, které mají zároveň dostatečné rozměrové parametry pro to, aby mohly být obývány rybami, se tok B-4 vyznačuje nejnižší průměrnou hodnotou pH. Ta podle našich měření činila 6,01. V průběhu roku rovněž dochází k výrazné fluktuaci pH (od zaznamenaných 5,21 až po 6,44).

Součet výše zmíněných faktorů má za následek, že pokud ryby volí, zda vplují do toku B-3 či B-4, vyberou si pravděpodobně první jmenovaný, protože tento skýtá příznivější podmínky pro jejich přežívání jak z hlediska migrační průchodnosti, tak i z hlediska chemismu vody.

Hluboký potok (JD-1)

V toku nebyla zjištěna ichthyofauna. Důvodem je pravděpodobně jeho relativně nízká vodnatost, značná kaskádovitost a také fakt, že zbývající přítoky vodní nádrže Josefův Důl jsou z hlediska své morfologie pro přežívání a migraci ryb vhodnější.

Druhým důvodem absence ryb v toku je s největší pravděpodobností relativně (v porovnání s ostatními přítoky nádrže Josefův Důl) nízká průměrná hodnota pH, která podle našich měření činí 5,74 a dále značné kolísání pH (dle měření 4,77 až 6,45). Tyto fluktuace zapříčiňují velkou variabilitu chemismu vody a jsou tak pro ryby stresovým činitelem. Mohou-li si tedy ryby vybrat, neplouvají do tohoto toku a

preferují jiné přítoky vodní nádrže, jež skýtají příznivější podmínky pro jejich dlouhodobé přežívání.

Malý Kamenický potok (JD-2)

V toku nebyla zjištěna ichthyofauna. Příčinou může být značný spád toku a přítomnost četných migračních bariér v podobě terénních stupňů. Další příčinou je pravděpodobně fakt, že Malý Kamenický potok podléhá značným výkyvům z hlediska fyzikálně-chemických parametrů vody a ryby se mu proto cíleně vyhýbají. Tento názor je podpořen našimi měřeními, která dokládají, že průměrná hodnota pH toku činí pouhých 5,69 bodů a pH fluktuuje v rámci hodnot 4,57 (v období tání sněhu) až 6,18.

Kamenice (JD-3)

V toku byl v minulých letech velmi vzácně dokladován výskyt sivena amerického (Švátora - ústní sdělení). V období trvání mého výzkumu nebyla v tomto toku prokázána přítomnost ryb. Příčinou současného stavu je pravděpodobně relativně (v porovnání s dalšími přítoky nádrže Josefův Důl) nízká průměrná hodnota pH, jež dle našich měření činila 5,99. V průběhu roku také dochází ke značným fluktuacím pH, kdy se zaznamenané hodnoty pohybují v rozmezí 4,90 (období tání) až 6,55.

Další příčinu absence ichthyofauny v toku lze sledovat v přítomnosti velkého stupně při vtoku do vodní nádrže, který tvoří účinnou migrační bariéru.

Blatný potok (JD-4)

V toku byla zjištěna životaschopná populace sivena amerického. Ten po většinu roku setrvává ve vodní nádrži Josefův Důl a do Blatného potoka migruje především v období tření. To je umožněno rovněž vybudováním rybího přechodu. V toku byla zaznamenána přítomnost ryb i mimo období tření a lze tedy tvrdit, že tok je celoročně obýván, přičemž maximální množství ryb se zde nachází v době rozmnožování. Na základě těchto pozorování se lze domnívat, že tok je vhodný pro dlouhodobou existenci populace sivena. Příčinou tohoto stavu je fakt, že Blatný potok má ze všech přítoků vodní nádrže Bedřichov nejvyšší průměrné hodnoty pH (dle našich měření 6,62) a v průběhu roku zde dochází jen k malému kolísání pH (od 6,16 v období tání sněhu po 6,82). Relativně vysoké hodnoty pH a jejich nízké

kolísání jsou pravděpodobně zapříčiněny přítomností trvalé vodní plochy (Blatného rybníka) výše proti proudu, která je schopna kompenzovat náhlé výkyvy chemismu.

Švátora (2002, 2004) také zmiňuje výlučně přítomnost sivena. V poslední dekádě tedy nedošlo ke změnám v zastoupení ichthyofauny v toku.

Siven byl v našem podzimním odlovu zastoupen věkovými kategoriemi 0+ (34,6 %), 1+ (34,6 %), 2+ (7,8 %) a 3+ (23 %). Na základě zjištěných poměrů jednotlivých věkových kategorií lze usuzovat, že se v toku vyskytuje stabilní populace, jež je schopna pravidelného rozmnožování, čemuž napovídá vysoké procento tohoročků a ryb z věkové kategorie 1+ v celkovém počtu odlovených ryb.

Červený potok (JD-5)

V toku byla zjištěna populace sivena amerického. Tento se, stejně jako v případě Blatného potoka, zdržuje v toku především v období tření. Oproti předchozí lokalitě je však mimo třecí období přítomnost sivena v Červeném potoce v podstatě zanedbatelná. Přítomnost sivena v toku je podmíněna faktem, že Červený potok (podobně jako Blatný potok) má relativně (v porovnání s toky JD-1, JD-2 a JD-3) vyšší průměrnou hodnotu pH (dle našich měření 6,25). Kolísání pH je v toku sice vyšší (rozmezí 5,72 až 6,57) než v případě Blatného potoka, ale v porovnání s ostatními přítoky vodní nádrže Josefův Důl lze jednoznačně hovořit o podmínkách příznivějších pro dlouhodobé přežívání druhu. Nikoliv nepodstatným faktorem je také morfologie toku, který (především v úseku před ústím do nádrže) tvoří mnoho tůní a meandrů s množstvím přirozených úkrytů.

Švátora (2004) též zmiňuje exkluzivní přítomnost sivena v toku. Podle některých zdrojů (Švátora - ústní sdělení) byla v minulosti v toku zaznamenána též střevele potoční.

Siven byl v našem podzimním odlovu zastoupen věkovými kategoriemi 0+ (59,3 %), 1+ (14,8 %) a 3+ (25,9 %). V toku nebyli zaznamenáni jedinci z věkové kategorie 2+. Na základě zjištěných poměrů jednotlivých věkových kategorií lze usuzovat, že se v toku vyskytuje stabilní populace, jež je schopna rozmnožování, čemuž napovídá vysoké procento tohoročků v celkovém počtu odlovených ryb.

Pravostranný přítok Černé Desné (S-2)

V toku byly zjištěny populace sivena a pstruha. Ryby po většinu roku setrávají ve vodní nádrži Souš a do přítoků vplouvají především v období

rozmnožování. Mimo tření byla v tomto toku zaznamenána přítomnost potěru sivena a pstruha. Zastoupení pstruha bylo v porovnání se sivenem v období tření proporcčně vyšší než v Černé Desné. Příčinou tohoto stavu jsou pravděpodobně příznivější podmínky z hlediska chemismu vody. Dle našich zjištění je průměrná hodnota pH v toku 6,50 (v toku S-3 je to 6,33) a i kolísání pH je v tomto toku nižší - tedy v rozmezí 6,15 až 6,71 - ve srovnání s tokem S-3 (5,22 až 6,73). V důsledku toho je pstruh schopen se v toku udržet a vítězí v kompetici se sivenem. Z výše řečeného plyne, že pstruh našel v nádrži a v jejím povodí optimální podmínky pro své přežívání. Významný podíl na tom má fakt, že pH vody se na Souši, která je pravidelně vápněna, již celoročně pohybuje kolem hodnoty 6 a výše.

Šanda (1999) zmiňuje na lokalitě přítomnost sivena.

Siven byl v našem podzimním odlovu zastoupen věkovými kategoriemi 0+ (83,3 %), 1+ (13,9 %) a 2+ (2,8 %). V toku nebyli zaznamenáni jedinci z věkové kategorie 3+. Důvodem absence ryb z nejvyšší věkové kategorie a nízkého počtu ryb reprezentujících věkovou kategorii 2+ je fakt, že na lokalitě je silně zastoupen pstruh a siven proto volí pro výtěr spíše tok S-3. Na základě zjištěných poměrů jednotlivých věkových kategorií lze usuzovat, že se v toku vyskytuje stabilní populace schopná rozmnožování. Tomu napovídá velmi vysoké procento tohoročků v celkovém počtu odlovených ryb.

Černá Desná (S-3)

V toku byla zjištěna populace sivena a pstruha. Ti se stejně jako v případě toku S-2 na lokalitě především vytírají, nicméně byla zaznamenána přítomnost ryb i mimo období tření. Při podzimních odlovech bylo pozorováno relativně vyšší početní zastoupení sivena než pstruha. To je způsobeno pravděpodobně tím, že pstruh preferuje pro svůj výtěr lokalitu S-2 (z již výše zmíněných důvodů) a Černá Desná tak slouží jako hlavní vytírací lokalita pro sivena.

Šanda (1999) zmiňuje na lokalitě přítomnost sivena.

Siven byl v našem podzimním odlovu zastoupen věkovými kategoriemi 0+ (61 %), 1+ (26,8 %), 2+ (3 %) a 3+ (9,2 %). Na základě zjištěných poměrů jednotlivých věkových kategorií lze usuzovat, že se v toku vyskytuje stabilní populace, jež je schopna rozmnožování, čemuž napovídá vysoké procento tohoročků v celkovém počtu odlovených ryb. Šanda (1999) uvádí, že v roce 1997 byly na lokalitě zastoupeny pouze věkové kategorie 0+ (2,8 %) a 1+ (97,2 %). V roce 1998 to pak

byly kategorie 0+ (30 %), 1+ (40 %) a 2+ (30 %). Postupný nárůst zastoupení vyšších věkových kategorií spatřuje ve výtěru násady z roku 1996. Tento trend přetrval a v době našeho výzkumu se tedy na lokalitě vyskytovaly ryby z věkové kategorie 3+, tzn. tříleté a starší.

Krásný potok (Kra)

V toku byla zjištěna populace sivena amerického, jenž sem byl v minulosti vysazen. Ačkoli v nedaleké Jizeře, kam Krásný potok ústí, existuje velmi vitální populace pstruha, na lokalitu Krásný potok již tento druh neproniká. Důvodem je pravděpodobně výrazná acidifikace vod Krásného potoka. Ačkoli je námi zjištěná průměrná hodnota pH relativně vysoká (6,15), dochází v průběhu roku ke značnému kolísání pH (naměřené hodnoty 4,98 - 6,83) a lze se domnívat, že v období jarního tání pH vody v toku klesá až k hodnotám kolem 4,0. To jsou hodnoty, jež není pstruh schopen dlouhodobě snášet. Siven však v těchto podmínkách přežívá a je tudíž jediným druhem na popisované lokalitě.

Fischhüttenfluss (RLo)

V toku byla zaznamenána populace pstruha potočního, která komunikuje se silnou populací pstruha v Jizeře (kam Fischhüttenfluss ústí). Výskyt pstruha v toku zmiňuje též Švátora (2004).

V květnu roku 2008 bylo Správou CHKO Jizerské hory ve spolupráci s místní organizací rybářského svazu ve Frýdlantu provedeno dosazení plůdku pstruha do toku (Farský - ústní sdělení).

Jizerka (Jiz)

V toku byla zjištěna životaschopná rozmnožující se populace sivena izolovaná od ostatních populací. Ve spodní části toku se nacházejí velké překážky (až čtyři metry vysoké skalní stupně) a migrace ryb z oblastí níže po proudu nebo z Jizery, do které se Jizerka vlévá, tudíž není možná. Průměrná námi zjištěná hodnota pH vody je v tomto toku 6,39 a kolísání v průběhu roku se pohybuje v rozmezí hodnot 5,96 až 6,74.

Švátora (2003) uvádí na lokalitě výskyt sivena amerického a níže po proudu, v oblasti intravilánu obce Jizerka, též pstruha potočního, jenž sem byl s největší

pravděpodobností (vzhledem k výše zmíněným migračním bariérám při ústí toku) uměle vysazen.

Siven byl v našem podzimním odlovu zastoupen věkovými kategoriemi 0+ (40 %), 2+ (40 %) a 3+ (20 %). Kategorie 1+ nebyla v toku zaznamenána, což však při nízkém počtu odlovených ryb (celkem 5 jedinců) nemá vypovídací hodnotu a námi učiněný lov tak nemůže poskytnout představu o struktuře populace sivena na lokalitě.

Příčná voda (LpJ)

V toku nebyla zjištěna ichthyofauna. Tuto skutečnost potvrzuje i Švátora (2004).

Průměrná hodnota pH vody činí dle našich měření 6,43 a kolísání v průběhu roku se pohybuje v rozmezí hodnot 5,32 až 6,94, což jsou podmínky, které v jiných tocích (například Krásném potoce) již dovolují přežívání sivena. Příčinu absence ryb je tedy pravděpodobně třeba hledat v nízké vodnatosti toku, který se v letním období často stává mozaikou izolovaných tůňek a obsahuje velké množství bariér znemožňujících efektivní migraci ryb.

5.2. Vliv nízkého pH a vysokých koncentrací Al_3 na morfologii žaber sivena

Nízké hodnoty pH a s tím spojené zvýšené koncentrace toxické frakce hliníku mají vliv na morfologii rybích žaber (Dietrich & Schlatter, 1989; Eeckhaoudt a kol., 1996; Çalta, 1998). Pokles pH má za následek zduření žaber a nárůst počtu chloride cells (Leino & McCormick, 1984; Tietge a kol., 1988; Ingersoll a kol., 1990; Jagoe & Haines, 1997) a nárůst počtu a velikosti erytrocytů (Galina, 1997). Tyto změny jsou ještě dramatičtější v případě, že spolu s poklesem pH vody dochází k vyštěpování toxické frakce hliníku. Tyto podmínky se na morfologii rybích žaber podepisují zvýšenou tvorbou hlenu, fúzí lamel, deskvamací dýchacího epitelu, tvorbou lézí, proliferací chloride cells a epiteliálních buněk a následným ucpáním intralamelárního prostoru těmito buňkami (Daye & Garside, 1976 in Evans, 1987; Dietrich & Schlatter, 1989; Mueller a kol., 1991; Çalta, 1998).

Pro potřeby zhodnocení míry žaberních deformit zapříčiněných zvýšenou koncentrací Al_3 jsem byl nucen učinit si jasnou představu o poměrech z hlediska chemismu vod, jež na zkoumané lokalitě panují. Především bylo třeba určit hraniční koncentraci toxické frakce hliníku. Tedy koncentraci, jež ovlivňuje morfologii žaber sivena i při krátkodobé expozici (v řádu jednotek hodin). V tomto směru jsem vycházel z informací, jež podávají Baldigo & Murdoch (1996) a Baldigo a kol. (2005). Ti zkoumali mortalitu sivena v závislosti na koncentraci Al_3 ve vodě. Zjištěné výsledky jasně ukázaly, že vliv toxické frakce hliníku na mortalitu ryby je signifikantní v případě, že její koncentrace překročí hranici $225 \mu\text{g/l}$, respektive $200 \mu\text{g/l}$ a to nejméně po dobu 2 dnů. Cílem mé studie však nebylo zkoumat vliv součinnosti nízkého pH a vysokých koncentrací toxické frakce hliníku na mortalitu sivena (ta ostatně nebyla v souvislosti se zmíněnými parametry chemismu na studované lokalitě pozorována), ale zjistit vliv těchto podmínek na morfologii žaberního aparátu ryby. Z výše řečeného je jasné, že koncentrace $225 \mu\text{g/l}$, respektive $200 \mu\text{g/l}$ Al_3 je příliš vysoká a hraniční koncentraci pro stanovení vlivu toxické frakce hliníku na morfologii žaber je třeba hledat v oblasti nižších hodnot. Dostupná literatura bohužel neřeší vliv hliníku na morfologii žaber sivena a proto jsem po konzultaci s prof. MVDr. Zdeňkou Svobodovou, DrSc. a RNDr. Jakubem Hruškou, CSc. a na základě sumarizace koncentrací Al_3 na lokalitě B-3 dospěl k závěru stanovit hraniční koncentraci taxativně na hodnotu $150 \mu\text{g/l}$. Tato hodnota proto

nemůže být brána jako ověřená hraniční hodnota pro lokalitu B-3, ale pouze jako údaj, jenž se pravděpodobně blíží realitě. Vzhledem k faktu, že se má práce zabývá srovnáváním žaberních deformit u jednotlivých věkových kategorií sivena a hraniční koncentrace je pro všechny zkoumané vzorky nastavena stejně, neměla by mít případná chyba, vzniklá touto taxativní volbou, vliv na učiněné závěry.

V okamžiku, kdy jsem provedl stanovení hraniční koncentrace, bylo dále třeba zjistit, jak často je na lokalitě B-3 koncentrace toxické frakce hliníku rovna a vyšší než $150\mu\text{g/l}$ a v toku jsou tedy podmínky, jež mohou vyvolat vznik žaberních deformit u sivena. Stanovení těchto podmínek jsem prováděl na základě dat poskytnutých Ing. Alenou Kulasovou a vzorce pro vypočtení koncentrací Al_i ve vodě na základě momentálního průtoku, jehož autorem je Mgr. Filip Oulehle, Ph.D. Výsledkem byl tedy obsáhlý soubor dat, jenž obsahoval údaje o koncentracích toxické frakce hliníku s hodinovým krokem v rozsahu let 2005-2008. Takto detailní časový údaj je pro zhodnocení vlivu hliníku na morfologii žaber sivena naprosto klíčový. Baldigo & Murdoch (1996) udávají, že existuje prokazatelná lineární závislost mezi mortalitou sivena a celkovou dobou (v hodinách), po kterou byl za svého života vystaven působení zvýšených koncentrací Al_i . Je tudíž možné předpokládat, že stejný časově-kumulativní vliv budou mít podmínky zvýšené koncentrace toxické frakce hliníku na morfologii žaberního aparátu sivena.

Na základě získaných dat o podmínkách zvýšené koncentrace Al_i na lokalitě B-3 jsem stanovil celkový počet "kritických" hodin, které ryby jednotlivých věkových kategorií za svůj život prodělaly. Počet těchto hodin byl u každé následující věkové kategorie vyšší. Platí-li tedy premisa, kterou nastolili Baldigo & Murdoch, a je-li možné tento předpoklad uplatnit i pro případ vzniku žaberních deformit, bylo by na místě se domnívat, že ryby vyšších věkových kategorií budou vykazovat vyšší stupeň poškození žaberního aparátu. Pro ověření tohoto předpokladu bylo třeba provést nejdříve detailní analýzy odebraných vzorků žaber a zjištěné deformity kvantifikovat dle věkových kategorií ryb.

Analýzy žaberních deformit byly prováděny pod dohledem doc. MVDr. Ladislava Grocha, CSc. Vzhledem k již výše zmíněné absenci literatury, jež by řešila problematiku změn žaberního aparátu sivena amerického, přistoupil jsem po konzultaci s Grochem k vytvoření výčtu mnou pozorovaných deformit, odstupňovaných podle závažnosti (přičemž číslo 5 značí nejzávažnější poškození).

Typy žaberních deformit vyvolané nízkými hodnotami pH a s nimi spojenými zvýšenými koncentracemi Al_i tedy byly (dle Grocha):

1. hyperemie (překrvení) a kongesce ("ucpání") kapilár
2. angiektasie (městnání krve v kapilárách)
3. výstup erytrocytů mezi žaberní lupínky
4. aktivace chloride cells
5. deskvamace (odlučování) žaberního epitelu

5.2.1. Zhodnocení predikce koncentrací Al_i a jeho časově-kumulativního působení

Provedené predikce koncentrací toxické frakce hliníku na lokalitě B-3 ukazují, že v průběhu studovaných let je možné sledovat určité periody. Vytvořené grafy zřetelně ukázaly, že v průběhu roku dochází v toku k výskytu relativně pravidelných acidifikačních epizod. Zvolená hraniční koncentrace $150\mu g/l$ byla opakovaně překračována v období tání sněhu a při náhlých přívalových deštích, kdy se průtok výrazně zvyšoval. Časové rozvrstvení těchto epizod však nebylo každý rok stejné. Hlavním důvodem byl fakt, že v jednotlivých letech mělo tání sněhu různý průběh. Následující interpretace vycházejí z učiněných predikcí koncentrací Al_i (tedy z dat o průtocích) a dále z dat o průměrných měsíčních teplotách a úhrnech srážek na meteorologické stanici Liberec, jež jsem získal z webových stránek ČHMÚ.

Počet hodin, kdy koncentrace toxické frakce hliníku v toku překročily hodnotu $150\mu g/l$, byl v roce 2005 roven 983. Tato suma hodin byla v průběhu roku rozdělena do většího počtu epizod. První vzestupy koncentrace Al_i nad tuto hranici bylo možné zaznamenat už v průběhu lednových oblev. Hlavní epizoda však přišla s nástupem jarního tání sněhu, jež započalo v polovině března a trvalo déle než měsíc. Po tuto dobu byla hraniční koncentrace překračována zcela pravidelně. Po období tání následovaly další epizody související s přívalovými srážkami. Tyto epizody pokračovaly v pravidelných intervalech až do října. Tehdy začaly převažovat na náhorní plošině hor srážky sněhové, většina vody byla tudíž zadržena ve formě sněhu a koncentrace Al_i klesly na nulu.

V roce 2006 byl počet hodin s překročenou hraniční koncentrací Al_i roven 1220. Tento výrazný nárůst počtu hodin (ve srovnání s předchozím rokem) může být vysvětlen průběhem období tání sněhu. Oproti roku 2005 byl totiž počátek roku 2006 chladnější. Průměrné teploty v lednu a únoru zaznamenané na stanici Liberec činily $-4,7$ °C, respektive $-2,7$ °C. Lze očekávat, že teploty v oblasti náhorní plošiny hor byly ještě nižší. Ještě v březnu byla průměrná teplota měřená v Liberci $0,0$ °C. Z toho plyne, že v průběhu zimy docházelo na lokalitě B-3 k výrazné kumulaci vody ve formě sněhu a když pak v dubnu nastoupilo období jarního tání (průměrná teplota v dubnu byla $7,8$ °C), došlo náhle k výraznému tání nashromážděného sněhu, které pokračovalo až téměř do června. Od počátku dubna do poloviny května byly tedy na lokalitě B-3 zaznamenány vysoké průtoky a koncentrace Al_i se téměř celé toto období držela nad hranicí $150\mu\text{g/l}$. Tato výrazná epizoda v průběhu tání byla tedy příčinou celkově vysokého počtu kritických hodin. Zbytek roku byly výskyty nadlimitních koncentrací toxické frakce hliníku relativně standardní. Výjimku tvořila snad jen epizoda v průběhu srpna, kdy byl na stanici Liberec zaznamenán celkový úhrn srážek $234,8$ mm.

Počet hodin, kdy koncentrace toxické frakce hliníku v toku přesahovaly hodnotu $150\mu\text{g/l}$, byl v roce 2007 roven 677. Toto relativně nízké číslo (oproti předchozímu roku téměř dvojnásobně nižší) je výsledkem průběhu acidifikačních epizod v tomto roce. Ty byly totiž poměrně časté, nicméně hraniční koncentrace Al_i při nich byla překračována jen zřídka. Tání sněhu bylo rozvrstveno do období ledna až dubna, takže probíhalo velmi plynule a nedocházelo ke vzrůstu průtoku až k hodnotám, jež by podmiňovaly výskyt vysokých koncentrací Al_i . V průběhu roku (zvláště pak ke konci) bylo možné zaznamenat několik výraznějších acidifikačních epizod. Trvaly však velmi krátce, takže celkový počet kritických hodin byl ve výsledku velmi nízký.

V roce 2008 byl počet hodin s překročenou hraniční koncentrací Al_i , jež absolvovaly námi odlovené ryby, roven 318. Tato na první pohled nízká hodnota má dvě vysvětlení.

Prvním, jež plyne ze zvolené metodiky, je fakt, že výpočet počtu kritických hodin jsem prováděl pouze do okamžiku, kdy byly ryby z toku odloveny (tedy 22.10.). V predikci a následně vypočteném množství těchto hodin tedy nejsou započteny další možné hodiny, které mohly být zaznamenány v období od 22. října

až do konce roku 2008. Tyto hodiny již nemohly ovlivnit studované ryby a proto nebyly brány v úvahu.

Druhé vysvětlení zmíněného nízkého počtu hodin, kdy koncentrace Al_i překročila hodnotu $150\mu g/l$, je průběh acidifikačních epizod během roku. Ten byl totiž v roce 2008 obdobný jako v roce předchozím. Tání sněhu bylo rozvrstveno do období února až května, takže k odtávání nahromaděného sněhu docházelo pozvolna a v toku byly zaznamenány výrazně vysoké průtoky jen zřídka. Podobný průběh jako v roce 2007 měly i acidifikační epizody spojené s přívalovými srážkami. Přívalové deště se sice vyskytovaly, ale obvykle netrvaly dlouho, takže výsledný počet kritických hodin v roce 2008 byl celkově nízký.

5.2.2. Žaberní deformity u ryb věkové kategorie 0+

Ryby spadající do věkové kategorie 0+ (tedy tohoročci odlovení v říjnu prvního roku svého života) vykazovaly především lehčí typy poškození žaberního aparátu.

Z celkového množství osmi zkoumaných ryb pět jedinců (62,5 %) vykazovalo hyperemii v oblasti žaber. Toto poškození vzniká již velmi brzy po vystavení ryby působení vysokých koncentrací toxické frakce hliníku a mnohdy pro jeho vznik stačí jen strmý propad hodnot pH (Galina, 1997).

Dalším histopatologickým nálezem u jednoho jedince (12,5 %) z této věkové kategorie byla přítomnost angiektasií. Tento typ poškození je stále jeden z méně závažných a pokud se nevyskytuje v příliš velké míře, neohrožuje rybu na životě.

Tři jedinci (37,5 %) měli histopatologický nález zcela negativní. To znamená, že na jejich žábách nebyla zaznamenána žádná změna. Fakt, že tři ze čtyř takto diagnostikovaných jedinců spadají do věkové kategorie 0+ (poslední jedinec pak do věkové kategorie 1+) nasvědčuje tomu, že působení Al_i má skutečně na žaberní aparát sivena časově-kumulativní účinek. S rostoucím věkem ryby a tedy i s nárůstem celkového počtu absolvovaných hodin v podmínkách zvýšené koncentrace Al_i vzrůstá také množství, respektive závažnost žaberních deformit a snižuje se procento nezasažených jedinců.

Poslední změnou na žábách, kterou se mi podařilo zaznamenat (v případě věkové kategorie 0+ u čtyř jedinců - 50 %), byla přítomnost buněk neznámého původu v oblasti mezi žaberními lupínky. Dle Grocha se jedná pravděpodobně o

nezralé elementy krevní řady, nicméně tato domněnka není podepřena žádným důkazem. Mueller a kol. (1991) zmiňují, že s klesající hodnotou pH a zároveň vzrůstající koncentrací toxické frakce hliníku, docházelo k uvolňování nediferencovaných buněk do oblasti interlamellárního prostoru žaber. Je tudíž možné se domnívat, že mnou pozorované buňky neznámého původu jsou právě ony nediferencované buňky o nichž hovoří Mueller a kol.

5.2.3. Žaberní deformity u ryb věkové kategorie 1+

Ryby spadající do věkové kategorie 1+ vykazovaly velké množství rozličných typů poškození žaberního aparátu.

Z celkového množství deseti zkoumaných ryb sedm jedinců (70 %) vykazovalo hyperemii v oblasti žaber. Oproti jedincům z věkové kategorie 0+ je v případě tohoto poškození patrný proporční nárůst jeho zastoupení. Důvodem tohoto nárůstu může být fakt, že ryby z věkové kategorie 1+ byly vystaveny působení nízkých hodnot pH a s nimi spojených vysokých koncentrací Al_i celkově po delší dobu než ryby z věkové kategorie 0+. Je ovšem nutné si uvědomit, že tohoročci nebyli vystaveni působení zvýšených koncentrací toxické frakce hliníku po dobu celého roku, ale pouze po dobu od vykolení po uskutečněný lov (22.10.2008). Proto může být rozdíl v míře poškození žaber mezi kategoriemi 0+ a 1+ disproporční vzhledem k rozdílům mezi ostatními věkovými kategoriemi (viz dále).

Dalším pozorovaným typem poškození žaberního aparátu byla kongesce kapilár, kterou lze pokládat za přímý důsledek vzrůstajícího počtu ryb s diagnostikovanou hyperemií. Tato deformita se objevila u jednoho jedince (10 %).

Mezi další relativně lehké typy poškození, jež byly u ryb z věkové kategorie 1+ nově zaznamenány, patřil výskyt angiektasií (dva jedinci - 20 %) a výstup erytrocytů mezi žaberní lupínky (jeden jedinec - 10 %). Relativně vyšší zastoupení těchto typů poškození (ve srovnání s rybami z věkové kategorie 0+) opět naznačuje, že působení Al_i na žaberní aparát ryb může být časově-kumulativní.

U jednoho jedince (10 %) z věkové kategorie 1+ byla pozorována aktivace chloride cells. Tato reakce je výsledkem velkého stresu, jemuž byl jedinec vystaven ze strany působení nízkého pH a zvýšených koncentrací Al_i (Karlsson-Norrgren a kol., 1986; Peuranen a kol., 1993; Haaparanta a kol., 1997; Jagoe & Haines, 1997). Důvodem výskytu tohoto poškození jen u jednoho jedince může být fakt, že tento

jedinec se v období acidifikačních epizod aktivně nestáhl do stabilnějšího prostředí vodní nádrže, ale zůstal v přítoku, kde panovaly z hlediska chemismu vod horší podmínky.

Přítomnost blíže neurčených buněk byla zjištěna u sedmi jedinců (70 %) z věkové kategorie 1+. Toto procentuální zastoupení přesahuje zastoupení u ostatních věkových kategorií, kde se pohybuje kolem 50 %. Důvod tohoto rozdílu mi není znám, pro ozřejmení této problematiky by pravděpodobně pomohlo přesnější určení těchto elementů.

Jeden jedinec (10 %) z věkové kategorie 1+ měl negativní histopatologický nálezn. Jednalo se o poslední diagnózu tohoto druhu u studovaných věkových kategorií. U ryb, jež spadaly do vyšších věkových kategorií (tedy 2+ a 3+) již bylo vždy nějaké poškození žaber nalezeno.

5.2.4. Žaberní deformity u ryb věkové kategorie 2+

Ryby spadající do věkové kategorie 2+ vykazovaly spíše lehčí typy poškození žaberního aparátu, což bylo v rozporu s očekáváním, které jsem měl. Můj předpoklad byl takový, že ryby z věkové kategorie 2+ budou vykazovat závažnější typy poškození než ryby z věkové kategorie 1+ a i proporční zastoupení těchto vážných deformit bude vyšší. Důvodů, proč se tento předpoklad nepodařilo potvrdit, může být více. Jedním z nich může být fakt, že vzorek devíti jedinců je z hlediska množství zcela nedostačující k prokázání některého z typů poškození a tudíž některé deformity nemohly být jednoduše pozorovány pouze z důvodu nedostatečného počtu zkoumaných jedinců. Druhým důvodem může být nepřiznané dosazování sivena na lokalitu. V průběhu našich odlovů jsme několikrát zaznamenali jedince, kteří se zbarvením lišili od zbytku ryb a vzniklo tedy podezření, že se jednalo o ryby na lokalitu vysazené, tedy ryby, jež nebyly na lokalitě přítomny od vykolení. Tento fakt samozřejmě zapříčiňuje značnou nepřesnost získaných výsledků, protože dosazované ryby pocházejí většinou ze sádek, kde jsou fyzikálně-chemické parametry vody sledovány a udržovány v normě. Ryby se tedy nevyskytovaly v prostředí toku s acidifikačními epizodami a proto i množství a typ žaberních deformit nemohou odpovídat stavu u ryb, jež se na lokalitě B-3 nacházejí od vykolení.

Z celkového množství devíti zkoumaných ryb všech devět jedinců (100 %) vykazovalo hyperemii žaberní oblasti, tedy relativně lehký typ poškození. Oproti

jedincům z věkových kategorií 0+ a 1+ je patrný proporční nárůst zastoupení tohoto poškození. Důvodem zmíněného nárůstu může být fakt, že ryby z věkové kategorie 0+ a 1+ byly vystaveny působení nízkých hodnot pH a s nimi spojených vysokých koncentrací Al_i celkově po kratší dobu než ryby z věkové kategorie 2+.

Dalšími nalezenými deformitami byla přítomnost angiektasií (čtyři jedinci - 44,4 %) a výstup erytrocytů do oblasti mezi žaberními lupínky (taktéž u čtyř jedinců - 44,4 %), což bylo v souladu s mými předpoklady.

Přítomnost blíže neurčených buněk v prostoru mezi žaberními lupínky byla zaznamenána u pěti jedinců (55,5 %).

5.2.5. Žaberní deformity u ryb věkové kategorie 3+

Ryby z věkové kategorie 3+ vykazovaly různé typy poškození žaberního aparátu. Od zaznamenané hyperemie (100 % - dvanáct jedinců) přes přítomnost angiektasií (dva jedinci - 16,6 %), výstupu erytrocytů do oblasti mezi žaberními lupínky (jeden jedinec - 8,3 %) až po deskvamaci žaberního epitelu (jeden jedinec - 8,3 %). Posledně jmenované poškození žaber je už velice závažné a pokud se vyskytuje ve větší míře, není již slučitelné se životem. Ryba není schopna odumírající žaberní epitel v podmínkách extrémních hodnot pH a vysokých koncentrací Al_i obnovovat a posléze hyne na následky udušení a selhání osmoregulace (Mueller a kol., 1991). Námi pozorovaná deskvamace epitelu se však omezovala na malou část preparátu a studovaný jedinec tedy nebyl v přímém ohrožení života. Lze však předpokládat, že s narůstajícím počtem hodin, po které dosahuje Al_i vysokých koncentrací, jež by ryba absolvovala, by mohlo v konečném důsledku dojít až k úmrtí jedince, jak o tom hovoří Baldigo & Murdoch (1996).

5.2.6. Důvody výskytu méně závažných forem poškození u ryb z vyšších věkových kategorií

Výsledky histopatologických analýz žaber ryb odchycených na lokalitě Černá Nisa ukazují přítomnost určitého poškození žaberního aparátu u většiny z nich. Otázkou však zůstává, zda jsou zaznamenané deformity prostým důsledkem pobytu ryby v daném toku či zda mohou být do jisté míry závislé na chování ryb. Jak již

bylo výše zmíněno, siveni dokáží rozeznat vody s nepříznivými parametry chemismu a takovými vodám se aktivně vyhnout (Åtland & Barlaup, 1995; Ikuta a kol., 2001). Existuje tedy možnost, že by se siveni na lokalitě B-3 mohli působení nízkého pH a s tím spojených vysokých koncentrací Al_i vyhnout? Podle mého názoru, podpořeného výsledky odlovů, to možné je.

Lovy, jež jsme uskutečnili 4.6.2008, prokázaly v toku přítomnost ryb z věkových kategorií 0+ (66,7 % celkového počtu odlovených ryb), 1+ (26,7 %) a 2+ (6,6 %). Ryby z věkové kategorie 3+ nebyly v toku zaznamenány. Jediným možným vysvětlením tedy je, že se v té době zdržovaly v nádrži níže po proudu.

Lovy v polovině září roku 2008 ale ukazují, že se zastoupení věkových kategorií v toku změnilo. Přítomny byly všechny tři výše zmíněné věkové kategorie a navíc se objevili i jedinci věkové kategorie 3+. Tato proměna v zastoupení věkových kategorií byla pravděpodobně zapříčiněna počínající migrací starších ryb na trdliště.

Lovy v období vrcholu tření (22.10.2008) pak ukázaly, že v toku byly přítomny všechny věkové kategorie ryb a byla dokonce pozorována mírná početní převaha jedinců z kategorie 3+.

Z výsledků lovů plyne, že přítomnost tohoročků byla na lokalitě zaznamenána při každém odlovu, přítomnost ryb z věkové kategorie 1+ v podstatě též a ryby z kategorií 2+ a 3+ byly zaznamenány jen v určité části roku. Z řečeného vyplývá, že ryby z vyšších věkových kategorií jsou zvyklé v rámci toku migrovat a je tedy pravděpodobné, že se za podmínek acidifikačních epizod uchylují do prostředí vodní nádrže, kde nejsou fluktuace chemismu vody tak výrazné a poškození žaber u nich tedy nemusí být navzdory jejich stáří a množství absolvovaných hodin s vysokými hodnotami Al_i nikterak dramatické. Tato forma obrany starších ryb proti působení nízkého pH a vysokých koncentrací toxické frakce hliníku by tak mohla vysvětlovat, proč většina histopatologických nálezů učiněných na jejich žábrách, spadala spíše do oblasti lehkého, život ryby neohrožujícího poškození, ačkoli jsem na základě předpokládaného časově-kumulativního účinku Al_i očekával výskyt deformit mnohem závažnějších.

Další vysvětlení nečekaného výskytu méně závažných poškození žaberního aparátu u starších ryb by mohla poskytnout evoluční biologie. Ryby, jež se na lokalitě B-3 dožívají vyššího věku a opakovaně podstupují reprodukci mohou být po genetické stránce vybaveny mechanismy, jež jim umožňují snáze přežít v acidifikovaných lokalitách a míra poškození jejich žaber vyvolaná nízkými

hodnotami pH a zvýšenými koncentracemi toxické frakce hliníku tak může být zřetelně nižší. Ověření této hypotézy by vyžadovalo další práci na sivenech z lokality Černá Nisa.

6. ZÁVĚR

Výsledky prezentované v této práci jsou výstupy několika dílčích výzkumů. V rámci zmíněných výzkumů jsem zmapoval ichthyofaunu vybraných toků Jizerských hor a zhodnotil výskyt zaznamenaných druhů ryb s ohledem na chemismus vody na těchto lokalitách. Má zjištění ukazují, že oblasti s nižšími hodnotami pH a zvýšenými koncentracemi toxické frakce hliníku hostí méně rozmanitou rybí obsádku než oblasti s příznivějším chemismem vod. Tento rozdíl byl patrný při porovnání ichthyofauny náhorní plošiny (acidifikované toky) a oblasti podhůří (toky bez výskytu zásadních acidifikačních epizod).

Druhou část této práce tvořil výzkum vlivu Al_i na morfologii žaberního aparátu sivena amerického z modelového toku Černá Nisa. Podařilo se mi zaznamenat vliv zvýšených koncentrací hliníku na množství a intenzitu žaberních deformit a do určité míry byl potvrzen i časově-kumulativní účinek tohoto působení. Pro tento účinek hovořily rozdíly pozorované při srovnání tohoročků s rybami o rok staršími. Při sledování ryb dvouletých a starších tento předpoklad potvrzen nebyl. Důvodem mohly být tendence starších jedinců migrovat do oblastí s přijatelnějším chemismem vody. Z řečeného tedy vyplývá, že pro ověření předpokladu časově-kumulativního působení Al_i na množství a intenzitu deformit by bylo zapotřebí provést experiment v laboratorních podmínkách, kde by mohly být sledovány a manipulovány všechny zásadní fyzikálně-chemické parametry vody a rybám by byla znemožněna migrace.

7. LITERATURA

Abdel-Latif, H., A. (2008): The influence of calcium and sodium on aluminum toxicity in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). Australian Journal of Basic and Applied Sciences, 2(3): 747-751.

Åtland, Å. & Barlaup, B. T. (1995): Avoidance of toxic mixing zones by Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and Brown trout (*Salmo trutta* L.) in the limed river Audna, southern Norway. Environmental Pollution 90: 203-208.

Baldigo, B. P., Murdoch, P. S., Burns, D. A. (2005): Stream acidification and mortality of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in response to timber harvest in Catskill Mountain watersheds, New York, USA. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62: 1168-1183.

Beaumont, M. W., Butler, P. J., Taylor, E. W. (1995): Exposure of brown trout, *Salmo trutta*, to sub-lethal copper concentrations in soft acidic water and its effect upon sustained swimming performance. Aquatic Toxicology 33: 45-63.

Beaumont, M. W., Butler, P. J., Taylor, E. W. (2000): Exposure of brown trout, *Salmo trutta*, to a sub-lethal concentration of copper in soft acidic water: effects upon muscle metabolism and membrane potential. Aquatic Toxicology 51: 259-272.

Birchall, J. D., Exley, C., Chappel, J. S., Phillips, M. J. (1989): Acute toxicity of aluminium to fish eliminated in silicon-rich acid waters. Nature 338: 146 – 148.

Buckler, D. R., Mehrle, P. M., Cleveland, L., Dwyer, J. (1987): Influence of pH on the toxicity of aluminium and other inorganic contaminants to East Coast striped bass. Water, Air, & Soil Pollution 35: 97-106.

Burda, J., Honsa, I., Hušek, J., Nevrlý, M., Pavlů, L., Pelc, F., Vetešník, P., Vonička, P., Vršovský, V. (2000): Národní přírodní rezervace Jizerskohorské bučiny. Jizersko-ještědský horský spolek Liberec. 63 s.

Burdová, L. (2010): Ryby a bentos Černé Nisy a jejich kontaminace kovy v období zotavování z acidifikace. Diplomová práce. Katedra ekologie PřF UK. Praha. 110 s.

Butler, P., J. & Day, N. (1993): The relationship between intracellular pH and swimming performance of brown trout exposed to neutral and sublethal pH. *Journal of Experimental Biology* 176: 271-284.

Çalta, M. (1998): The effects of toxic aluminium and low pH on gill development of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum) larvae. *Turkish Journal of Zoology* 23: 285-291.

Chenery, G., Kiendzior, W., Klassen, M., McNallen, K., Vincenty, J. (2001): Factors That Influence the Concentration of Methyl mercury (CH₃Hg) in Freshwater Species of Fish. Nепublikováno, zdroj: <http://www.woodrow.org/teachers/esi/2001/Princeton/Project/benoit/factors.htm>

Chevalier, G., Gauthier, L., Moreau, G. (1985): Histopathological and electron microscopic studies of gills of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, from acidified lakes. *Canadian Journal of Zoology* 63: 2062-2070 (*ex* Evans, 1987).

Dauvalter, V. A. & Khloptseva, E. V. (2005): Acidification of Bolshezemelskaya Tundra lakes. *Acid Rain 2005 – Conference abstracts, Praha*, 372.

Daye, P., G. & Garside, E., T. (1976): Histopathologic changes in surficial tissues of brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), exposed to acute and chronic levels of pH. *Canadian Journal of Zoology* 54(12): 2140–2155 (*ex* Evans, 1987).

Dostál, J. (1989): Nová květena ČSSR 1, 2. Academia Praha. 1563 s.

Dussault, È. B., Playle, R. C., Dixon, D. G., McKinley, R. S. (2001): Effects of sublethal, acidic aluminum exposure on blood ions and metabolites, cardiac output, heart rate, and stroke volume of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Fish Physiology and Biochemistry* 25: 347–357.

Edberg, F., Sundbom, M., Borg, H. (2005): Metal concentrations in reacidified lakes in the Tyresta National Park, Sweden, *Acid Rain 2005 – Conference abstracts, Praha*, 589.

Eeckhaoudt, S., Van Grieken, R. E., Cholewa, M., Legge, G. J. F. (1996): Study of Aluminium-Exposed Fish by Scanning Proton Microprobe Analysis. *Mikrochimica Acta* 122: 17-25

Exley, C., Pinnegar, J. K., Taylor, H. (1997): Hydroxyaluminosilicates and Acute Aluminium Toxicity in Fish. *Journal of Theoretical Biology* 189: 133-139(7).

Fjellheim, A., Tysse, Å., Bjercknes, V. (2007): Fish stomachs as a biomonitoring tool in studies of invertebrate recovery. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 7: 293-300.

French, K. J., Scruton, D. A., Anderson, M. R., Schneider, D. C. (1999): Influence of physical and chemical characteristics on mercury in aquatic sediments. *Water, Air, and Soil Pollution* 110: 347–362.

Fromm, P., O. (1980): A review of some physiological and toxicological responses of freshwater fish to acid stress. *Environmental Biology of Fishes* 5: 79-93.

Galina, M. S. (1997): The difference in Brown trout (*Salmo trutta* L.) blood composition from acidic and limed sites of two rivers in western Norway. *Water, Air, and Soil Pollution* 96: 203–210.

Gensemer, R., W. & Playle, R., C. (1999): The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 29(4): 315–450.

Giguère, A., Campbell, P. G., Hare, L., McDonald, D. G., Rasmussen, J. B. (2004): Influence of lake chemistry and fish age on cadmium, copper, and zinc concentrations in various organs of indigenous yellow perch (*Perca flavescens*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 1702-1716(15).

Goss, G. G., Perry, S. F., Wood, C. M., Laurent, P. (1992): Mechanisms of ion and acid-base regulation at the gills of freshwater fish. *Journal of Experimental Zoology* 263: 143–159.

Hanel, L. & Lusk, S. (2005): Ryby a mihule České Republiky – rozšíření a ochrana. Český svaz ochránců přírody Vlašim. 447 s.

Hofer, R., Kühnl, M., Psenner, R. (2000): Seasonal changes of the gill epithelia of Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from a high mountain lake. *Aquatic Sciences* 62: 297-307.

Horecký, J., Stuchlík, E., Chvojka, Bitušík, P., Liška, M., Pšenáková, P., Špaček, J. (2002): Effects of acid atmospheric depositon on chemistry and benthic macroinvertebrates of forest streams in the Brdy Mts (Czech Republic). *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae* 66: 189-203.

Hušek, J. (2007): Faktory ovlivňující rozšíření ryb v acidifikovaných vodách. Bakalářská práce. Katedra zoologie PřF UK. Praha. 44 s.

Ikuta, K., Munakata, A., Aida, K., Amano, M., Kitamura, S. (2001): Effects of low pH on upstream migratory behavior in land-locked Sockeye salmon *Oncorhynchus nerka*. *Water, Air, and Soil Pollution* 130: 99–106.

Ikuta, K., Suzuki, Y., Kitamura, S. (2003): Effects of low pH on the reproductive behavior of salmonid fishes. *Fish Physiology and Biochemistry* 28: 407–410.

Ingersoll, C., G., Gulley, D., D., Mount, D., R., Mueller, M., E., Fernandez, J., D., Hockett, J., R., Bergman, H., L. (1990): Aluminum and acid toxicity to two strains of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 1641-1648.

Inoue, T., Matsushita, T., Yamada, T., Matsui, Y. (2005): Changes in pH and major ionic species in mountainous streams during rain events. *Acid Rain 2005 – Conference abstracts, Praha*, 378.

Jagoe, C. H. & Haines, T. A. (1983): Alterations in gill epithelial morphology of yearling sunapee trout exposed to acute acid stress. *Transactions of the American Fisheries Society* 112: 689-695.

Jagoe, C. H. & Haines, T. A. (1997): Changes in gill morphology of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts due to addition of acid and aluminium to stream water. *Environmental Pollution* 97: 137- 146.

Jones, K., A., Brown, S., B., Hara, T., J. (1987): Behavioral and biochemical studies of onset and recovery from acid stress in Arctic char (*Salvelinus alpinus*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 44: 373-381.

Kalová, H. (2008): Speciace hliníku v acidifikovaných tocích Jizerských hor, se zaměřením na frakci potenciálně toxickou pro vodní organismy (2004-2006). Diplomová práce. 69 s.

Karlsson-Norrgren, L., Björklund, L., Ljungberg, O., Runn, P. (1986): Acid water and aluminium exposure: experimentally induced gill lesions in brown trout, *Salmo trutta* L. Journal of Fish Diseases 9: 11-25.

Kitamura, S. & Ikuta, K. (2001): Effects of acidification on salmonid spawning behavior. Water, Air, and Soil Pollution 130: 875–880.

Klimánek, J. (2007): Jak se líhnou jablonečtí pstruzi. Krkonoše, Jizerské hory, 4/07.

Köck, G., Triendl, M., Hofer, R. (1998): Lead (Pb) in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from oligotrophic alpine lakes: gills versus digestive tract. Water, Air, and Soil Pollution 102: 303–312.

Kroglund, F. & Finstad, B. (2003): Low concentrations of inorganic monomeric aluminium impair physiological status and marine survival of Atlantic salmon. Aquaculture 222(1-4): 119-133.

Kroglund, F., Rosseland, B. O., Salbu, B., Teien, H. C. (2005): Acidification episodes and effects on Atlantic salmon populations. Acid Rain 2005 – Conference abstracts, Praha, 423.

Kroglund, F., Teien, H. C., Rosseland, B. O., Salbu, B. (2001): Time and pH-dependent detoxification of aluminum in mixing zones between acid and non-acid rivers. Water, Air, and Soil Pollution 130: 905–910.

Křeček, J. & Hořická, Z. (2006): Forests, air pollution and water quality: influencing health in the headwaters of Central Europe's „Black Triangle“. Unasylva 224, 57: 46-49.

Kulasová, A. (2006): Kvalita vody v zimě a v období tání sněhu v roce 2006 na experimentálním povodí ČHMÚ Uhlířská – tok Černá Nisa. Jablonec na Nisou.

Laitinen, M. & Valtonen, T. (1995): Cardiovascular, ventilatory and haematological responses of brown trout (*Salmo trutta* L.), to the combined effects of acidity and aluminium in humic water at winter temperatures. *Aquatic Toxicology* 31: 99-112.

Lange, T. R., Royals, H. E., Connor, L. L. (1993): Influence of Water Chemistry on Mercury Concentration in Largemouth Bass from Florida Lakes. *Transactions of the American Fisheries Society* 122: 74-84.

Laudon, J., Poléo, A. B. S., Vøllestad, L. A., Bishop, K. (2005): Survival of brown trout during spring flood in DOC-rich streams in northern Sweden: the effect of present acid deposition and modelled pre-industrial water quality. *Environmental Pollution* 135: 121–130.

Laurén, D., J. & McDonald, D., G. (1984): Effects of copper on branchial ionoregulation in the rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. *Journal of Comparative Physiology* 155: 635-644.

Laurent, P. & Dunel, S. (1980): Morphology of gill epithelia in fish. *American Journal of Physiology* 238: 147–159.

Laurent, P. & Perry, S. F. (1991): Environmental effects on fish gill morphology. *Physiological Zoology* 64: 4–25.

Leino, R., L. & McCormick, J., H. (1984): Morphological and morphometrical changes in chloride cells of the gills of *Pimephales promelas* after chronic exposure to acid water. *Cell and Tissue Research* 236: 121-128.

McDonald, D., G., Walker, R., L., Wilkes, P., R., H. (1983): The Interaction of Environmental Calcium and Low pH on the Physiology of the Rainbow Trout, *Salmo Gairdneri*. *Journal of Experimental Biology* 102: 141-155.

- Menzer, A. & Feger, K. (2005):** Factors controlling the regional distribution of stream chemistry in the Northern part of the Ore Mountains (Erzgebirge). Acid Rain 2005 – Conference abstracts, Praha, 386.
- Meybohm, A. & Ulrich, K.-U. (2005):** Reservoir ecosystems recover from atmospheric acidification: II. Signs of biological recovery. Acid Rain 2005 – Conference abstracts, Praha, 545.
- Mueller, M., E., Sanchez, D., A., Bergman, H., L., McDonald, D., G., Rhem, R., G., Wood, C., M. (1991):** Nature and time course of acclimation to aluminum in juvenile brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48(10): 2016–2027.
- Nilsson, G., E. (2007):** Gill remodeling in fish - a new fashion or an ancient secret? Journal of Experimental Biology 210: 2403-2409.
- Ogawa, K., Ito, F., Nagae, M., Nishimura, T., Yamaguchi, M., Ishimatsu, A. (2001):** Effects of acid stress on reproductive functions in immature carp, *Cyprinus carpio*. Water, Air, and Soil Pollution 130: 887–892.
- Olson, K., R., Fromm, P., O., Frantz, W., L. (1973):** Ultrastructural changes of rainbow trout gills exposed to methyl mercury or mercuric chloride. Federation Proceedings 32: 261 (ex Evans, 1987).
- Packer, R., K. (1978):** Acid-base balance and gas exchange in brook trout (*Salvelinus fontinalis*) exposed to acidic environments. Journal of Experimental Biology 79: 127-134.
- Persson, G. (2005):** Zooplankton in acidified lakes and the effect of long term liming of 13 Swedish lakes. Acid Rain 2005 – Conference abstracts, Praha, 429.
- Petersen, R. A., Vøllestad L. A., Flodmark, L. E. W., Poléo, A. B. S. (2006):** Effects of aqueous aluminium on four fish ectoparasites. Science of Total Environment 369: 129-138.

Petřivalský, J. (2007): Preference stanovišť a aktivita pstruha obecného a sivena amerického v malých tocích Jizerských hor s použitím radio-telemetrie. Diplomová práce. Katedra zoologie PŘF UK. Praha. 63 s.

Pilous, V. (2008): Pramen Jizery - nekonečný příběh. Krkonoše, Jizerské hory 11/08; 12/08: 4-8; 24-25.

Poléo, A. B. S. (1995): Aluminium polymerization - a mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish. *Aquatic Toxicology* 31: 347-356.

Poléo, A. B. S. & Flodmark, L. E. W. (2005): The development of salt water tolerance in Atlantic salmon (*Salmo salar*) exposed to different water qualities varying in pH and Al-concentration. *Acid Rain 2005 – Conference abstracts*, Praha, 430.

Poléo, A. B. S., Schjolden, J., Hytterd, S. (2001): Increased seawater tolerance in Atlantic salmon exposed to aluminium and acidic water from a tributary to the river Suldalsllgen, western Norway: an evidence of acclimation? Poster, zdroj: <http://www.keele.ac.uk/depts/ch/groups/aluminium/4thconference/poleo4.htm>

Renfro, J.,L., Schmidt-Nielsen, B., Miller, D., Benos, D., Allen, J. (1974): Methyl mercury and inorganic mercury: uptake, distribution, and effect on osmoregulatory mechanisms in fishes. *Pollution and Physiology of Marine Organisms*. Academic Press New York: 101-122 (*ex* Evans, 1987).

Richman, L. A., Wren, C. D., Stokes, P. M. (1988): Facts and fallacies concerning mercury uptake by fish in acid stressed lakes. *Water, Air, & Soil Pollution* 37: 465-473.

Rosseland, B. O., Blakar, I. A., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellstad, A., Lydersen, E., Oughton, D. H., Salbu, B., Staurnes, M., Vogt, R., (1992): The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environmental Pollution* 78(1-3): 3-8.

Rosseland, B. O., Kroglund, F., Staurnes, M., Hindar, K., Kvellstad, A. (2001): Tolerance to acid water among strains and life stages of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Water, Air, and Soil Pollution* 130: 899–904.

Sadler, K. & Lynam, S. (1988): The influence of calcium on aluminium-induced changes in the growth rate and mortality of brown trout, *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Biology* 33: 171-179.

Santos, M. A. & Hall, A. (1990): Influence of inorganic lead on the biochemical blood composition of the eel, *Anguilla anguilla* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 20: 7-9.

Sharma, C. M. (2003): Effects of Exposure to Aluminium on Fish in Acidic Waters. Nepublikováno, zdroj: http://www.geocities.com/chhatra_sharma/ecotoxicology.html

Skidmore, J., F. & Tovell, P., W., A. (1972): Toxic effects of zinc sulphate on the gills of rainbow trout. *Water Research* 6: 217-230.

Smith, T. R. & Haines, T. A. (1995): Mortality, growth, swimming activity and gill morphology of Brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) exposed to low pH with and without aluminum. *Environmental Pollution* 90: 33-40.

Soleng, A., Poléo, A. B. S., Alstad, N. E. W., Bakke, T. A. (1999): Aqueous aluminium eliminates *Gyrodactylus salaris* (Platyhelminthes, Monogenea) infections in Atlantic salmon. *Parasitology* 119: 19-25.

Sonesten, L. (2003): Catchment area composition and water chemistry heavily affects mercury levels in Perch (*Perca fluviatilis* L.) in circumneutral lakes. *Water, Air, and Soil Pollution* 144: 117–139.

Svobodová, Z., Bezděková, B., Dvořák, R., Dvořáková, D., Grymová, V., Hauptman, K., Jahn, P., Jekl, V., Juranová, R., Knotek, Z., Knotková, Z., Konrád, J., Kroupová, H., Kulíková, L., Ludvíková, E., Máchová, J., Modrá, H., Pavlata, L., Pechová, A., Pízová, M., Svoboda, M., Svoboda, M., Suchý, P., Taras, L., Titěra, D., Tukač, V., Veselý, V., Vršková, D. (2008): Veterinární toxikologie v klinické praxi. Profi Press Praha. 256 s.

Sychrová, O. (2003): Potravní strategie sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*) ve třech acidifikovaných nádržích Jizerských hor. Diplomová práce. Katedra zoologie PřF UK. Praha. 102 s.

Szczerbik, P., Mikolajczyk, T., Sokolowska-Mikolajczyk, M., Socha, M., Chyb, J., Epler, P. (2006): Influence of long-term exposure to dietary cadmium on growth, maturation and reproduction of goldfish (subspecies: Prussian carp *Carassius auratus gibelio* B.). *Aquatic Toxicology* 77: 126-135.

Šanda, R. (1999): Siven americký ve dvou acidifikovaných nádržích Jizerských hor a jejich přítocích. Diplomová práce. Katedra zoologie PřF UK. Praha. 92 s.

Švátora, M. (2004): Zpráva o ichtyologickém průzkumu prováděném na území CHKO Jizerské hory v letech 2001-2004. Praha.

Švátora, M. (2005): Výsledky ichtyologického průzkumu v CHKO Jizerské hory za rok 2005. Praha.

Švátora, M. (2006): Výsledky ichtyologického průzkumu v CHKO Jizerské hory v roce 2006. Praha.

Teien, H., Salbu, B., Kroglund, F., Rosseland, B. O. (2004): Transformation of positively charged aluminium-species in unstable mixing zones following liming. *Science of the Total Environment* 330: 217–232.

Teien, H., Salbu, B., Kroglund, F., Rosseland, B. O. (2005): In situ fractionation of water to reduce colloidal influence on Al-speciation and estimated ANC-values. *Acid Rain 2005 – Conference abstracts*, Praha, 393.

Tietge, J., E., Johnson, R., D., Bergman, H., L. (1988): Morphometric changes in gill secondary lamellae of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) after long-term exposure to acid and aluminum. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45(9): 1643–1648.

Underhay, J. R. & Burka, J. F. (1997): Effects of pH on contractility of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) intestinal muscle in vitro. *Fish Physiology and Biochemistry* 16: 233-246.

Vlček (ed.), V., Kestřánek, J., Kříž, H., Novotný, S., Píše, J. (1984): Zeměpisný lexikon ČSR. Vodní toky a nádrže. Academia Praha. 315 s.

Welsh, P. G., Lipton, J., Chapman, G. A., Podrabsky, T. L. (2000): Relative importance of calcium and magnesium in hardness-based modification of copper toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 1624-1631.

PŘÍLOHY

Příloha 1: Seznam *in situ* měření parametrů vod a zaznamenané ichthyofauny

Příloha 2: Deksvamace dýchacího epitelu - fotografie preparátu (zv. 40x)

Příloha 3: Aktivované chloride cells na bázi lístků - fotografie preparátu (zv. 40x)

Příloha 4: Angiektasie - fotografie preparátu (zv. 40x)

Příloha 5: Výstup erytrocytů do prostoru mezi lístky - fotografie preparátu (zv. 40x)

Příloha 6: Provedené odlovy v rámci toků a zaznamenané dominance jednotlivých druhů ryb

Příloha 7: Fotografie lovné čety při provádění odlovu na lokalitě S-3

Příloha 8: Kadaver sivena amerického z lokality B-3.

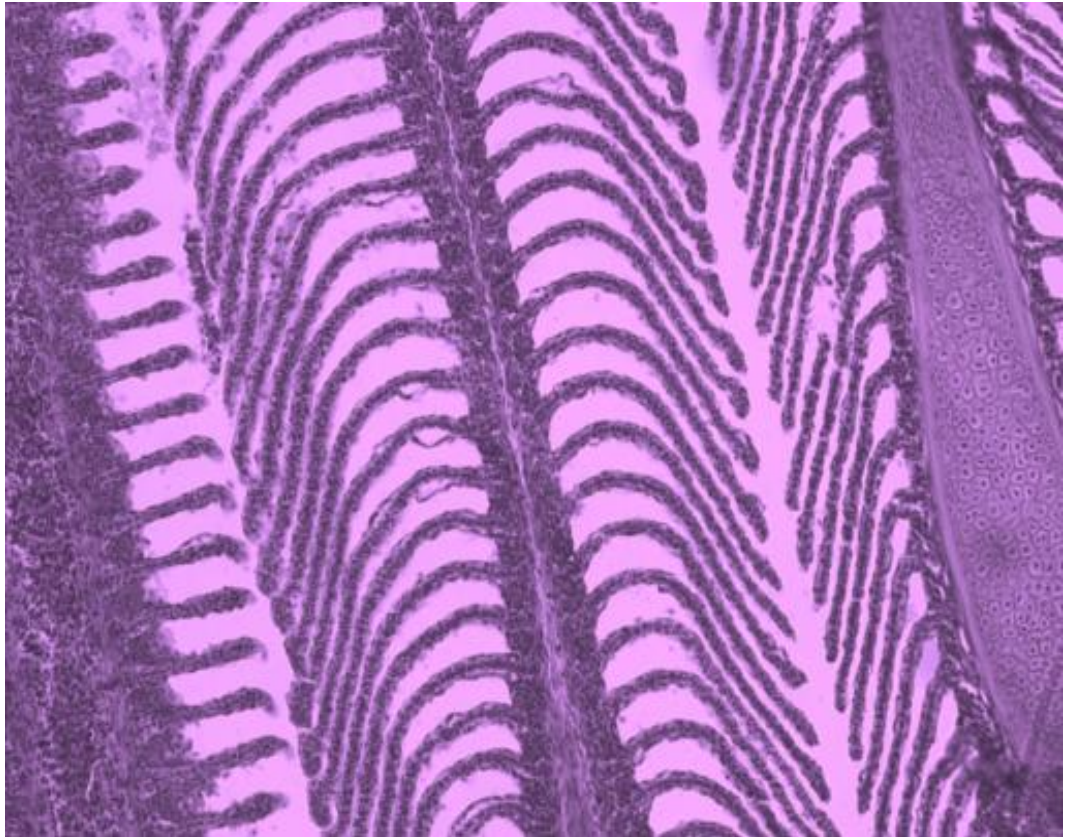
Příloha 9: Samci střevlí potočních z lokality B-3.

8.5.2008	teplota [°C]	pH	vodivost [mS/cm]	vodočet [cm]	poznámka	osídlení
JD-1	9,4	7,15	54	-	-	-
JD-2	9,2	7,11	37,8	-	-	-
JD-3	11,3	7,32	43,1	9	-	-
JD-4	11	7,91	64,9	-	-	-
JD-5	8,6	7,28	66	-	-	-
9.5.2008	teplota	pH	vodivost	vodočet	poznámka	osídlení
Kra	10,8	7,38	48,4	-	-	-
RLo	8,7	7,38	29,9	-	-	-
Jiz	13,8	8,42	36,8	18,5	-	-
lpJ	9,3	8,55	30,1	-	-	-
S-2	9,8	8,17	47	-	-	-
S-3	12,9	8,66	42,1	29	-	-
3.6.2008	teplota	pH	vodivost	vodočet	poznámka	osídlení
MŠt	13,8	5,77	87	-	loveno	St
Hol	18,1	6,8	175	-	loveno	Pp, St, Gg, Bb, Lp
4.6.2008	teplota	pH	vodivost	vodočet	poznámka	osídlení
MJe	13,6	6,55	114,5	-	loveno	St
B-3	11,3	6,05	64,7	30	loveno	Sf, Pp
8.7.2008	teplota	pH	vodivost	vodočet	poznámka	osídlení
B-2	10,2	6,03	94,3	-	-	-
B-3	11,2	6,33	79,3	32	-	-
B-4	10,7	6,6	68,6	-	-	-
9.7.2008	teplota	pH	vodivost	vodočet	poznámka	osídlení
JD-1	10,1	6,57	53,9	-	-	-
JD-2	10,4	6,41	33,6	-	-	-
JD-3	10,5	6,49	49,7	7	-	-
JD-4	12,3	6,88	64,3	-	-	-
JD-5	9	5,98	61,3	-	-	-
S-2	9,6	6,66	56,4	-	-	-
S-3	11,8	6,83	31,8	27	-	-
Kra	11,6	5,99	41,1	-	-	-
Rlo	9,9	6,17	40,3	-	-	-
Jiz	12,7	6,57	40,7	13	-	-
lpJ	10,7	6,56	33,8	-	-	-
10.7.2008	teplota	pH	vodivost	vodočet	poznámka	osídlení
MŠt	11,8	6,77	57	-	-	-
Hol	14,4	7,06	142	-	-	-
Mje	12,3	6,92	81,6	-	-	-
14.8.2008	teplota	pH	vodivost	vodočet	poznámka	osídlení
Mje	13,5	-	123	-	-	-
16.9.2008	teplota	pH	vodivost	vodočet	poznámka	osídlení
B-3	6,5	6,51	89	-	loveno	Sf, Pp
17.9.2008	teplota	pH	vodivost	vodočet	poznámka	osídlení
Kra	6,1	6,61	59,1	-	-	-
Rlo	6,5	6,91	46,3	-	-	-
Jiz	6,4	7,1	42,9	9	-	-

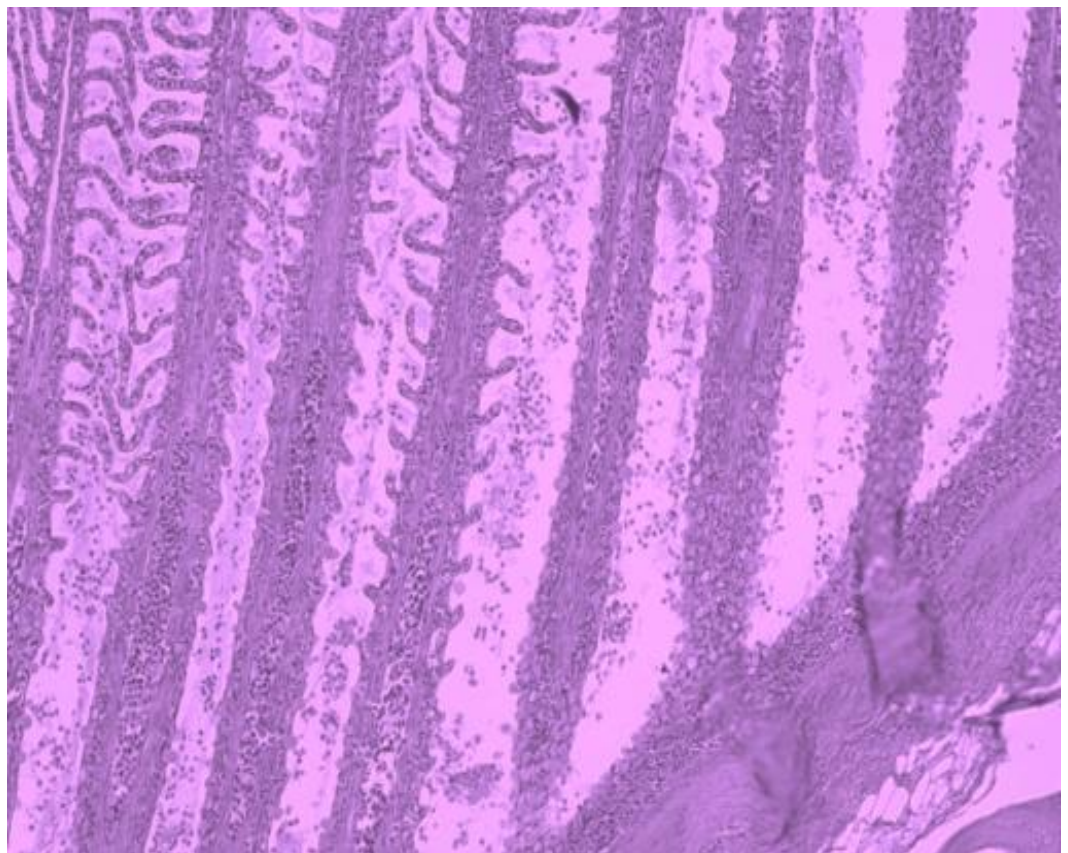
lpJ	5,9	7,31	42	-	-	-
S-2	6,6	6,84	60	-	-	-
S-3	6,5	7,24	34,3	23,5	-	-
18.9.2008	teplota	pH	vodivost	vodočet	poznámka	osídlení
JD-1	6	6,77	59,7	-	-	-
JD-2	6,2	6,88	42	-	-	-
JD-3	6,5	6,78	45,5	3	-	-
JD-4	7,9	7,23	66,7	-	-	-
JD-5	7,2	6,96	72,1	-	-	-
B-2	7,6	6,73	81,1	-	-	-
B-3	7,8	6,54	68,5	32	-	-
B-4	7,5	6,64	62,7	-	-	-
Mje	10,1	6,67	85,7	-	-	-
Mšt	7,7	7,01	63,9	-	-	-
Hol	11,3	6,91	79,6	-	-	-
9.10.2008	teplota	pH	vodivost	vodočet	poznámka	osídlení
Mje	10,4	6,7	120	-	loveno	St
Rlo	7,1	6,42	52,8	-	loveno	St
Jiz	7,7	6,01	46,6	-	loveno	Sf
23.10.2008	teplota	pH	vodivost	vodočet	poznámka	osídlení
S-2	6,8	5,12	68,9	-	loveno	Sf, St
S-3	7,1	6,18	34,3	-	loveno	Sf, St
24.10.2008	teplota	pH	vodivost	vodočet	poznámka	osídlení
JD-1	4,8	5,98	43,6	-	-	-
JD-2	4,8	5,57	29,3	-	-	-
JD-3	4,8	5,9	31,6	12	-	-
JD-4	4,1	6,7	60	-	loveno	Sf
JD-5	5,5	5,7	63,1	-	loveno	Sf

Příloha 1: Seznam *in situ* měření parametrů vod a zaznamenané ichthyofauny

Vysvětlivky: Sf=siven americký, St=pstruh obecný, Pp=střevle potoční, Gg=hrouzek obecný, Bb=mřenka mramorovaná, Lp=mihule potoční



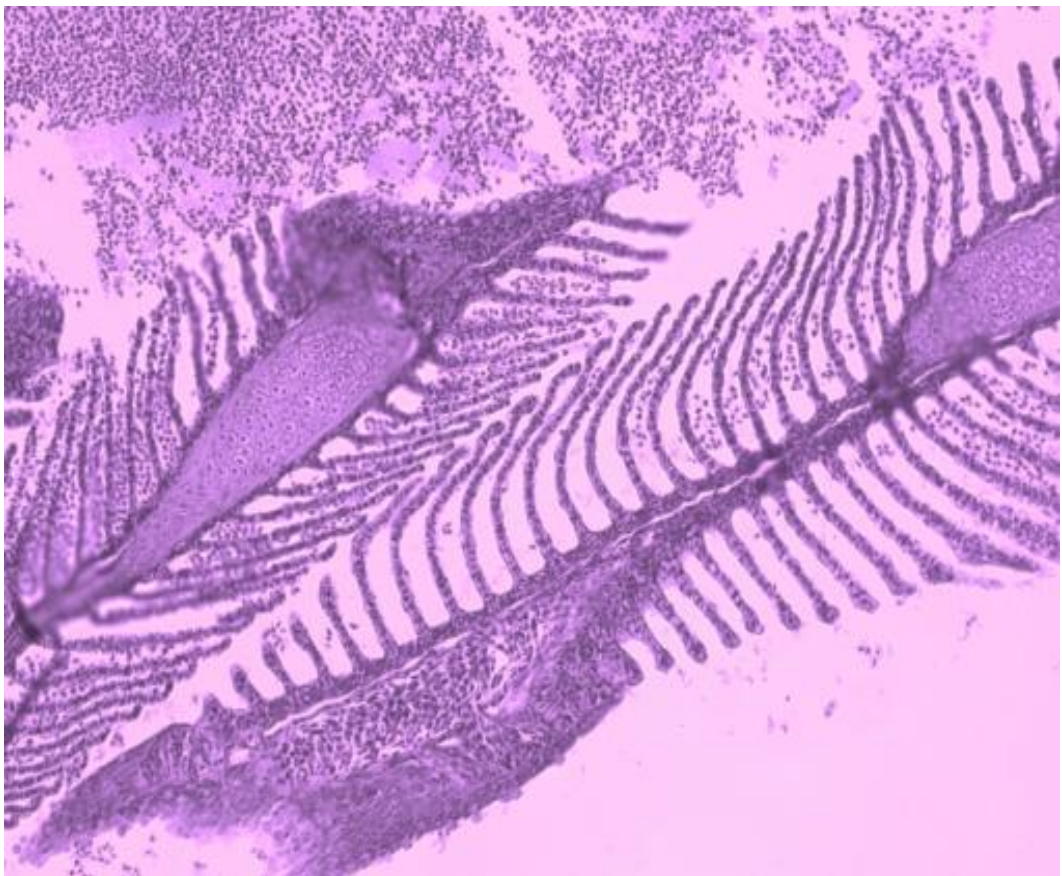
Příloha 2: Deksvamace dýchacího epitelu



Příloha 3: Aktivované chloride cells na bázi lístků



Příloha 4: Angiectasie



Příloha 5: Výstup erytrocytů do prostoru mezi lístky

Lokalita	datum lovu	druh	n	dominance [%]
MŠt	3.6.2008	Pstruh obecný	14	100
Hol	3.6.2008	Pstruh obecný	3	6
		Střevle potoční	42	86
		Hrouzek obecný	3	6
		Mřenka mramorovaná	1	2
MJe	4.6.2008	Pstruh obecný	10	100
B-3	4.6.2008	Siven americký	10	8
		Střevle potoční	117	92
	13.8.2008	Siven americký	10	100
	16.9.2008	Siven americký	20	100
	17.9.2008	Siven americký	18	100
MJe	9.10.2008	Pstruh obecný	4	100
RLo	9.10.2008	Pstruh obecný	11	100
Jiz	9.10.2008	Siven americký	5	100
B-2	22.10.2008	Siven americký	31	100
B-3	22.10.2008	Siven americký	152	87
		Střevle potoční	22	13
S-2	23.10.2008	Siven americký	36	49
		Pstruh obecný	138	51
S-3	23.10.2008	Siven americký	344	89
		Pstruh obecný	41	11
JD-4	24.10.2008	Siven americký	27	100
JD-5	24.10.2008	Siven americký	26	100

Příloha 6: Provedené odlovy v rámci toků a zaznamenané dominance jednotlivých druhů ryb



Příloha 7: Fotografie lovné čety při provádění odlovu na lokalitě S-3



Příloha 8: Kadaver sivena amerického z lokality B-3. Na snímku je patrná rána po odebrání druhého žaberního oblouku z levé strany. Jedná se o rybu z věkové kategorie 3+.



Příloha 9: Samci sřevlí potočních z lokality B-3. Odlov proveden v období tření. Na snímku je patrná třetí vyrážka.